



Titre: Éco-efficience et analyse des coûts du cycle de vie : développement
Title: d'un outil d'aide à la conception dans l'industrie aéronautique

Auteur: Fares Mami
Author:

Date: 2015

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Mami, F. (2015). Éco-efficience et analyse des coûts du cycle de vie :
Citation: développement d'un outil d'aide à la conception dans l'industrie aéronautique
[Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/1738/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/1738/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Manuele Margni, & Jean-Pierre Reveret
Advisors:

Programme: Génie industriel
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCO-EFFICIENCE ET ANALYSE DES COÛTS DU CYCLE DE VIE :
DÉVELOPPEMENT D'UN OUTIL D'AIDE À LA CONCEPTION DANS
L'INDUSTRIE AÉRONAUTIQUE

FARES MAMI

DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES ET DE GÉNIE INDUSTRIEL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE INDUSTRIEL)

AVRIL 2015

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉCO-EFFICIENCE ET ANALYSE DES COÛTS DU CYCLE DE VIE : DÉVELOPPEMENT
D'UN OUTIL D'AIDE À LA CONCEPTION DANS L'INDUSTRIE AÉRONAUTIQUE

présenté par : MAMI Fares

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M PELLERIN Robert, Ph. D., président

M MARGNI Manuele, Doctorat, membre et directeur de recherche

M REVERET Jean-Pierre, Doctorat, membre et codirecteur de recherche

Mme BERNARD Sophie, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Le travail qui a été fournie pour réaliser ce mémoire a suscité l'implication et le soutien de personnes non seulement dans le contexte académique et professionnel, mais également familial et amical.

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche qui m'a donné l'opportunité de réaliser ce mémoire. Toujours disponible malgré un emploi du temps très chargé, ses conseils, à la fois techniques et humains, ont été précieux. Sa patience sans failles et son efficacité font de lui un mentor d'exception. Je tiens également à remercier mon co-directeur qui, avec toute la sagesse et la bienveillance qui l'incombe, m'a orienté lorsqu'il sentait que je m'égarais, et m'a appris à définir les bonnes questions. Je réalise la chance d'avoir pu travailler et rédiger ce mémoire à leurs cotés, et n'aurait pas pu espérer un meilleur encadrement tant sur le plan professionnel qu'humain.

Mes directeurs de recherche font partie du Centre interdisciplinaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG). Le CIRAIG est comme une famille qui m'a permis de me développer et de connaître des personnes de disciplines et nationalités différentes, mais également de m'impliquer dans divers projets de développement durable à travers le Québec.

Je tiens à remercier ma famille qui a toujours été là pour moi, qu'on soit à quelques mètres ou à quelques milliers de kilomètres de distance. C'est grâce à leur soutien que j'ai pu me réaliser en tant qu'ingénieur mais aussi en tant que personne. Leur contribution dépasse bien évidemment le cadre même de cette recherche.

Une personne sans qui rien n'aurait été possible est Mr. Mohsen, qui m'a accueilli au Canada à bras ouvert dans sa charmante famille, et m'a traité comme son fils tout au long de ces années.

Je tiens finalement à remercier ceux que je peux qualifier de ma seconde famille, ceux qui me supportent tous les jours, partageant tous les moments durs comme les plus joyeux. Mes colocataires et surtout amies, Neka et Tchoupi qui m'ont apportés affection et miaulements, Yasmine qui m'a soufflé son brin de folie et Shahnaz qui, plus qu'une amie, a été derrière chacune des lignes de ce mémoire.

Merci

RÉSUMÉ

Le secteur aéronautique, aujourd'hui responsable d'environ 3% des émissions mondiales de gaz à effet de serre, prévoit une croissance de 70% en 2025 et de 300% à 500% en 2050 de ses émissions par rapport au niveau de 2005 (European Commission, 2015). Les décideurs doivent donc être supportés dans leur choix de conception afin d'intégrer l'aspect environnemental dans la prise de décision. Notre partenaire industriel dans le secteur aéronautique a développé une expertise en Analyse environnementale du Cycle de Vie (AeCV) et cherche à intégrer les coûts et les résultats environnementaux de manière systématique dans l'écoconception des produits.

Sur la base de la revue de littérature et des objectifs de cette recherche, nous proposons un modèle d'éco-efficience qui intègre l'AeCV avec l'Analyse environnementale des Coûts du Cycle de Vie (AcCV). Ce modèle est cohérent avec les objectifs de réduction des coûts et des impacts environnementaux définis et permet une interprétation simple des résultats tout en minimisant les efforts lors de la collecte de données.

Le modèle est appliqué au cas de l'impression 3D comme alternative de production à l'usinage d'un bloqueur de portes d'avion. L'impression 3D est une nouvelle technologie de production par ajout de matière et présente des opportunités intéressantes de réduction des coûts et des impacts environnementaux, notamment dans le domaine aéronautique. Les résultats ont montré que l'impression 3D, lorsqu'associée à une amélioration de la topologie de la pièce, permet une amélioration à la fois des coûts et des impacts environnementaux sur le cycle de vie de la pièce. Néanmoins, les résultats sont sensibles à la productivité de la machine de production par impression 3D, notamment en ce qui concerne les coûts lorsque la productivité de l'impression 3D est réduite.

Le modèle d'éco-efficience développé présente plusieurs opportunités d'amélioration. La définition plus élaborée des objectifs de réduction des impacts environnementaux permettrait d'orienter les choix de conception vers des considérations d'éco-efficience à un niveau macro. D'autre part, l'intégration de la dimension sociale dans le modèle constitue une étape importante afin d'opérationnaliser les enjeux de responsabilité environnementale et sociale de l'entreprise.

ABSTRACT

The aeronautical sector, responsible for about 3 % of the world emissions of greenhouse gases, predict a 70 % growth in 2025 and 300 % to 500 % in 2050 of its emissions compared to the level of 2005. The decision-makers must thus be supported in their choice of conception to integrate the environmental aspect into the decision-making. Our industrial partner in the aeronautical sector developed an expertise in Life Cycle Assessment (LCA) and seeks to integrate the costs and the environmental impacts in a systematic way into the ecodesign of products.

Based on the literature review and the objectives of this research we propose a model of eco-efficiency, which integrates LCA with Life Cycle Costing (LCC). This model is consistent with defined cost cutting and environmental impacts reduction targets and allows a simple interpretation of the results while minimizing the efforts during data collection.

The model is applied for 3D printing as an alternative production process in the manufacturing of an aircraft blocker door. 3D printing is a new technology of production working by addition of material and present interesting opportunities of cost cutting and environmental impacts, particularly in the aeronautical domain. The results showed that 3D printing, when associated with improvement in the topology of the part, allows an improvement both on costs and environmental impacts of the part life cycle. Nevertheless, the results are sensitive to the productivity of the 3D printing machine, in particular with costs when the productivity of the 3D printing is reduced.

This eco-efficiency model presents several opportunities of improvement. A more elaborate definition of the objectives in reduction of environmental impacts would allow to direct the choices in design to considerations of eco-efficiency at a macro level. Moreover, the integration of the social dimension in the model constitutes an important stage to operationalize the stakes of environmental and social responsibility of the company.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	X
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES ANNEXES.....	XIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
2.1 Développement durable.....	3
2.1.1 Introduction	3
2.1.2 Le modèle d'efficacité globale	5
2.1.2.1 La stratégie d'éco-efficacité	7
2.1.2.2 La stratégie de suffisance	8
2.1.2.3 La stratégie de décommodisation	9
2.1.2.4 Synthèse	11
2.2 Éco-efficacité.....	13
2.2.1 Lien avec le développement durable	13
2.2.2 Origines et définitions	13
2.2.3 Quantification de l'éco-efficacité	15
2.2.3.1 Quantification de la dimension environnementale :	16
2.2.3.2 Quantification de la dimension économique	23

2.2.3.3	Mise en relation de la dimension économique et de la dimension environnementale pour l'éco-efficience	26
2.2.3.4	Synthèse	35
2.3	Approche cycle de vie	37
2.3.1	Analyse environnementale du cycle de vie	37
2.3.2	Analyse des coûts du cycle de vie	39
2.3.2.1	Histoire et approches	39
2.3.2.1.1	L'AcCV conventionnelle	40
2.3.2.1.2	L'AcCV environnementale	41
2.3.2.1.3	L'AcCV sociétale	43
2.3.2.1.4	Synthèse	44
2.3.2.2	Développement de l'AcCV environnemental	44
2.4	L'AeCV, l'AcCV et l'éco-efficience dans le domaine aéronautique	50
2.5	Conclusions	52
CHAPITRE 3	PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS	54
3.1	Problématique	54
3.2	Objectif et démarche	55
CHAPITRE 4	CONSTRUCTION DU MODÈLE ET MÉTHODOLOGIE	57
4.1	Construction du modèle	57
4.2	Méthodologie	62
4.2.1	Objectifs et champ d'étude	62
4.2.2	L'AeCV pour quantifier la dimension environnementale de l'éco-efficience	64
4.2.3	L'AcCV pour quantifier la dimension économique de l'éco-efficience	66
4.2.4	L'interprétation du modèle	69
CHAPITRE 5	APPLICATION DE L'ÉCO-EFFICIENCE À L'IMPRESSION 3D	71

5.1	Objectifs et champ d'étude.....	73
5.1.1	Les objectifs et l'auditoire visés.....	73
5.1.2	La fonction, l'unité fonctionnelle, et les flux de référence	74
5.1.3	Les frontières du système.....	75
5.1.4	Données et hypothèses	78
5.1.5	Allocation	79
5.1.6	Méthode d'analyse environnementale.....	80
5.1.7	Méthode d'analyse de la valeur du système de produit	81
5.1.8	Interprétation	81
5.1.8.1	Modèle d'éco-efficience.....	81
5.1.8.2	Qualité des données.....	82
5.1.8.3	Analyses de sensibilité	82
5.1.8.4	Facteur de compromis	83
5.2	Résultats	83
5.2.1	Analyse environnementale et économique.....	84
5.2.2	Éco-efficience.....	91
5.2.3	Qualité des données.....	93
5.2.4	Analyses de sensibilité	95
5.2.4.1	Nombre de pièces par lot.....	96
5.2.4.2	Coût de la poudre de titane.....	100
5.2.4.3	Taux d'actualisation	102
5.2.4.4	Données de normalisation	103
5.3	Discussion de l'étude de cas.....	105
CHAPITRE 6	DISCUSSION GÉNÉRALE.....	108

CONCLUSION	116
BIBLIOGRAPHIE	118
ANNEXES	129

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Les indicateurs d'éco-efficience possibles	29
Tableau 4-1 : Catégories de coûts du modèle d'AcCV pour l'éco-efficience.....	66
Tableau 5-1 : Cycle de vie des systèmes comparés	75
Tableau 5-2 : Qualité des données pour l'analyse environnementale	93
Tableau 5-3 : Qualité des données pour l'analyse économique	94
Tableau 5-4 : Qualité des données par agrégation des processus	95

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Plus de bien-être avec moins d'utilisation de la nature (European Environmental Agency, 1999)	7
Figure 2-2 : Transfert des modes de provisions (décommodisation) (Boulanger, 2010).....	11
Figure 2-3 : Classification des méthodes de pondération pour les impacts environnementaux dans le cadre de l'éco-efficience proposée par Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b).....	19
Figure 2-4 Exemple de procédure d'éco-efficience	22
Figure 2-5 : Indicateurs d'éco-efficience selon Gjalt Huppes et Ishikawa (2005a).....	26
Figure 2-6 : L'éco-efficience selon BASF	32
Figure 2-7 : Cadre conceptuel de l'AcCV environnemental adapté de Rebitzer et Hunkeler (2003)	48
Figure 3-1 : Démarche afin de répondre à l'objectif de recherche	56
Figure 4-1 : Procédure d'éco-efficience	57
Figure 4-2 : Représentation graphique de l'éco-efficience par rapport aux objectifs.....	58
Figure 5-1 : Différence des impacts environnementaux sur le cycle de vie des alternatives (%)..	84
Figure 5-2 : Différence des coûts du cycle de vie des alternatives (\$).....	85
Figure 5-3 : Différence des impacts environnementaux des alternatives lors de l'étape de production (%).....	86
Figure 5-4 : Différence des coûts de production des alternatives (\$).....	87
Figure 5-5 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux impacts environnementaux lors de la production du bloqueur de porte par usinage (S1).....	88
Figure 5-6 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux coûts de production du bloquer de portes par usinage (S1).....	89
Figure 5-7 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux impacts environnementaux lors de la production du bloquer de portes par impression 3D (S2).....	89

Figure 5-8 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux coûts de production du bloquer de porte par impression 3D (S2)	90
Figure 5-9 : Différence de coûts par acteur sur le cycle de vie des alternatives	91
Figure 5-10 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternatives	92
Figure 5-11 : Différences des impacts environnementaux sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (%)	97
Figure 5-12 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)	97
Figure 5-13 : Différences des coûts de production des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)	98
Figure 5-14 : Coûts par acteur sur le cycle de vie des alternative pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)	99
Figure 5-15 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D	100
Figure 5-16 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane (\$)	101
Figure 5-17 : Différences des coûts de production des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane (\$)	101
Figure 5-18 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternative pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane	102
Figure 5-19 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le taux d'actualisation (\$)	103
Figure 5-20 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternative pour le scénario de sensibilité sur les données de normalisation	104
Figure 5-21 : Éco-efficience sur le cycle de vie de S1 et S3 pour le scénario de sensibilité sur les données de normalisation	105
Figure 6-1 : Le cycle des nutriments techniques et biologiques (Bjørn & Hauschild, 2013)	114

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – CALCUL DES CATÉGORIES DE COÛTS.....	129
ANNEXE B –PROCESSUS OMIS POUR UNE CONTRIBUTION INFÉRIEURE À 3 % DES COÛTS DU CYCLE DE VIE DES PROCESSUS QUI DIFFÈRENT ENTRE LES ALTERNATIVES	133
ANNEXE C – DONNÉES DU CAS D’ÉTUDE	134

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Le secteur aéronautique, aujourd'hui responsable d'environ 3% des émissions mondiales de gaz à effet de serre, prévoit une croissance de 70% en 2025 et de 300% à 700% en 2050 de ses émissions par rapport au niveau de 2005 (European Commission, 2015). Les croissances économiques et démographiques ont atteint des niveaux sans précédent à l'échelle mondiale. L'équation « $I = P \times A \times T$ » met en relation les impacts environnementaux au niveau global (I) avec la population (P), la richesse par personne (A) et les impacts environnementaux par unité de richesse (T) (Chertow, 2000). Pour réduire I, T doit être réduit plus rapidement que les croissances de P et A combinées. La capacité de la Terre en terme de réchauffement climatique a par ailleurs déjà été dépassée.

Cette recherche est réalisée dans le cadre d'un partenariat entre le Centre international de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) et un partenaire dans le secteur de la construction aéronautique (PCA). PCA est un partenaire du CIRAIG dans le cadre de la Chaire internationale sur le cycle de vie, dont la mission est le développement et le transfert des connaissances dans le domaine de l'opérationnalisation de la pensée cycle de vie.

PCA évalue les impacts environnementaux de leurs initiatives par l'Analyse environnementale du Cycle de vie (AeCV), l'outil le plus robuste et le plus communément accepté. Il permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un système de produit depuis l'extraction des matières jusqu'à la fin de vie, en passant par la production, la distribution et l'utilisation. Le domaine aéronautique est néanmoins soumis à des contraintes économiques importantes, notamment au niveau de la concurrence. De ce fait, les coûts sont au centre de l'intérêt avec le poids comme principal inducteur. Les résultats d'AeCV font partie de la prise de décision, mais le partenaire industriel s'intéresse à systématiser l'évaluation des coûts des initiatives d'écoconception afin de se diriger vers des pratiques plus durables, en intégrant d'avantage l'environnement dans la prise de décision.

L'éco-efficience est un premier pas vers ces pratiques en intégrant de manière cohérente deux des trois dimensions admises du développement durable, soit l'environnement et l'économie. Définie par le World Business Council for Sustainable Development (WBSCD) en 1992 comme le

rapport entre la valeur de production aux impacts environnementaux, l'éco-efficience a été suscitée par plusieurs comme la réponse aux enjeux environnementaux du XXI^e siècle. Le message est clair : produire plus avec moins. A priori, le concept est simple. Néanmoins, pour répondre aux problématiques de toutes les entreprises, plusieurs aspects méthodologiques doivent être adaptés. Par exemple, le WBSCD définit la valeur de production afin d'évaluer la dimension économique de l'éco-efficience. Or, au niveau produit, les entreprises cherchent généralement à minimiser les coûts. D'autre part, comment être sûr que les améliorations d'éco-efficience au niveau micro-économique sont suffisantes afin de compenser les croissances de P et A combinées ? Un lien avec des objectifs à un niveau plus large est donc nécessaire. Finalement, dans un contexte d'aide à la décision, des modèles sophistiqués qui décrivent la complexité de la réalité requièrent une importante quantité de ressources (temps et argent). Ainsi, dans un tel contexte des approches plus simples au niveau de la modélisation, de l'interprétation et de la communication sont à prioriser.

Dans le cadre de cette recherche, nous tentons de répondre à la problématique de PCA de comprendre et connaître les coûts relatifs à l'écoconception, et intégrer systématiquement ces derniers dans la prise de décision avec les résultats de l'AeCV par l'éco-efficience. D'autre part, l'impression 3D comme alternative de production d'un bloqueur de portes d'avion est utilisée comme cas d'étude. L'impression 3D est une technologie récente, mais dont les perspectives d'avenir sont très prometteuses, notamment dans le secteur aéronautique.

Nous proposons ainsi de développer un modèle d'éco-efficience afin d'évaluer différentes alternatives au niveau produit dans le cadre de l'écoconception. Pour ce faire, une revue de littérature sur les sujets du développement durable, l'éco-efficience et l'approche cycle de vie permettra de synthétiser les conclusions de travaux précédemment réalisés pertinents dans le contexte de cette de recherche. Ensuite, le modèle d'éco-efficience, développé à partir des conclusions de la revue de littérature et des objectifs de recherche, sera appliqué sur le cas de l'impression 3D. Finalement, une discussion permettra de présenter les limites de cette recherche et proposer des recommandations pour l'amélioration du modèle développé.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Nous présentons dans ce chapitre une revue de littérature des concepts essentiels à la réalisation de notre recherche. Ce chapitre met en avant les limites de la littérature et la contribution de ce mémoire à l'avancée scientifique dans le champ de recherche abordé. Nous présentons tout d'abord le concept de développement durable avec un bref retour historique et un modèle d'opérationnalisation du concept. Nous présentons ensuite l'éco-efficience et principalement sa quantification au niveau produit dans le contexte d'une entreprise. Nous illustrons par la suite la notion de l'approche de cycle de vie essentielle à la quantification de l'éco-efficience et finalement nous présentons l'application de ces concepts dans le domaine aéronautique.

2.1 Développement durable

2.1.1 Introduction

Le concept de développement durable a été introduit par la commission Brundtland dans « Our common future » en 1987. Le concept a été défini comme suit :

'Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within it two key concepts:

- the concept of 'needs', in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given; and*
- the idea of limitations imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet present and future needs. (World Commission on Environment Development [WCED], 1987)'.*

Bien que le débat sur la signification du développement durable soit encore d'actualité, plusieurs principes sont communément acceptés. Le premier est l'équité : la priorité est donnée aux personnes les plus pauvres et les décisions doivent tenir compte des générations futures. Le second est le principe de précaution : les initiatives de prévention des dommages environnementaux ne doivent pas être limitées à cause d'une connaissance scientifique

insuffisante sur le sujet quand les dommages qui pourraient découler de l'inaction sont particulièrement importants. Le dernier principe reconnaît le développement durable comme l'intégration, la compréhension et l'action sur les interrelations complexes qui existent entre l'économie, l'environnement et la société (Drexhage & Murphy, 2010).

Depuis 20 ans, le développement durable a été intégré dans les mandats des institutions internationales tels que la Banque mondiale, le Fonds Monétaire International ou encore l'Organisation Mondiale du Commerce. Le secteur privé a également intégré ces nouveaux enjeux, les initiatives telles que le World Business Council of Sustainable Development (WBCSD) ou le Global Reporting Initiative sont quelques exemples. Les gouvernements nationaux sont également impliqués, 106 d'entre eux reconnaissent clairement les enjeux du développement durable dans leur stratégie en 2009 (UN General Assembly, 2010), tandis que 6400 gouvernements locaux de 113 pays participaient à l'Agenda 21 en 2001 (Drexhage & Murphy, 2010; International Council for Local Environmental Initiatives, 2002)

Cependant, le développement durable tel que défini par la commission Brundtland laisse place à une multitude d'interprétations, souvent influencées par les intérêts de chacun. Par exemple, les entreprises et les gouvernements présentent la croissance économique comme une partie de la solution, tout en ayant des pratiques moins dommageables pour l'environnement (Hopwood, Mellor, & O'Brien, 2005). Certains courants, tels que l'association Greenpeace, pensent que le développement durable est un moyen pour les entreprises de dissimuler leurs pratiques néfastes envers l'environnement. Selon Caccia (2001), l'économie est une entité séparée de l'environnement, cette dernière étant inévitablement détériorée, certains se demandent même si le développement durable devrait encore encourager la croissance économique. La question avait déjà été soulevée avant que l'on parle de développement durable dans le rapport Meadows au club de Rome, *Limits to Growth*, (Meadows, Goldsmith, & Meadow, 1972).

Le développement durable est encore un concept vague et sa mise en pratique est l'un des plus grands défis de notre temps. Même s'il y a une augmentation des « success stories », ce n'est pas encore suffisant pour changer les modes de vie actuels. Néanmoins, le développement durable est peut-être le dernier paradigme de développement qui tient encore debout, les récentes crises financières et la perte de confiance au modèle de croissance économique pure du Consensus de Washington ont permis au concept de revenir sur le devant de la scène (Drexhage & Murphy, 2010).

Les entreprises, ressources productrices de l'économie, représentent un enjeu essentiel du développement durable. La croissance des multinationales a permis à diverses régions du monde (Chine, Inde, etc.) de connaître une diminution importante du taux de pauvreté par la création d'emplois et les investissements majeurs. Cependant, cet avancement économique notable relève des questions sur les enjeux environnementaux et sociaux qui l'accompagnent. De ce fait, le rôle des entreprises dans les enjeux de développement durable est passé du simple partenariat du secteur privé dans l'Agenda 21 à l'internalisation de ces derniers dans leur stratégie et leur gouvernance (Redclift, 2005; Robinson, 2004). Aujourd'hui, plus de 1500 organisations provenant de 60 pays utilisent le guide du Global Reporting Initiative pour produire des rapports sur le développement durable (Drexhage & Murphy, 2010).

2.1.2 Le modèle d'efficiance globale

Nous introduisons le modèle d'efficiance globale Boulanger (2010) comme un exemple de mise en pratique du concept de développement durable présenté dans la section précédente. Cet exemple nous permet de placer la problématique du développement durable dans le contexte complexe qu'elle représente, et ainsi appliquer à notre partenaire une stratégie qui se situe dans une perspective plus large. D'autre part, l'avantage de ce modèle est qu'il présente une justification quantitative aux concepts théoriques qu'il implique. Ce modèle présente une décomposition du développement durable en 3 stratégies : l'éco-efficiance, la décommodisation et la suffisance. La formule 1 présente l'expression du développement durable selon Common (2007), qui peut se décomposer en trois parties (formule 3). Cette décomposition fait un parallèle avec le modèle d'efficiance globale de Nørgård (2006) (formule 2), pour qui les deux derniers termes sont regroupés en un dans la formule 3,

$$Durabilité = \frac{Bien\ être}{Empreinte\ écologique} \quad (1)$$

$$Efficiance\ globale = \frac{Satisfaction}{Service} \times \frac{Service}{Stock} \times \frac{Stock}{Flux\ de\ production} \times \frac{Flux\ de\ production}{Sacrifice\ environnementale} \quad (2)$$

$$Durabilité = \frac{Bien\ être}{Service} \times \frac{Service}{Commodités} \times \frac{Commodités}{Empreinte\ écologique} \quad (3)$$

La durabilité selon Common s'exprime par la productivité des ressources environnementales pour atteindre le bien-être de l'Homme (formule 1 ci-dessus).

L'efficacité globale de Nørgård (formule 2) se décompose en 4 parties : l'efficacité de la satisfaction, l'efficacité du service, l'efficacité de la maintenance et l'efficacité des flux de production, respectivement de gauche à droite dans la formule 2. L'efficacité des flux de production représente la productivité des processus de production par rapport aux ressources environnementales utilisées. On retrouve ici toutes les politiques de découplage et d'éco-efficacité par exemple. C'est aussi l'élément de la formule sur lequel les sociétés industrialisées actuelles agissent le plus (Boulanger, 2010). L'efficacité de la maintenance représente la durabilité des produits (inverse du taux de remplacement des produits). Il s'agit par exemple de lutter contre l'obsolescence programmée ou augmenter la réparabilité et la réutilisation des produits en fin de vie. L'efficacité de service représente le nombre de services offerts par un stock de biens donnés. Par exemple, la voiture individuelle a une efficacité de service plus faible que la voiture libre-service, car la première est utilisée une ou deux fois dans la journée alors que la seconde est utilisée par plusieurs utilisateurs et sert plusieurs fois dans une journée. Finalement, l'efficacité de la satisfaction représente la satisfaction apportée par un service donné.

On peut remarquer que plus on se dirige vers la gauche de la formule de l'efficacité globale de Nørgård (formule 2), plus les fondements culturels et les valeurs véhiculées par les sociétés occidentales sont mis à l'épreuve. Actuellement, les efforts sont souvent entrepris dans l'amélioration de l'efficacité des flux de production, car cette dernière s'intègre bien dans notre mode de vie. Mais pour atteindre la durabilité, des changements majeurs dans nos habitudes, bien plus que ce que les sociétés sont actuellement prêtes à accepter, sont nécessaires. De la même manière, les modèles de développement durable doivent être de plus en plus sophistiqués. C'est en ce sens que le modèle de Paul-Marie Boulanger est présenté ici. La formule 3, obtenue de la décomposition de la durabilité de Common (formule 1) selon l'efficacité globale de Nørgård (formule 2), décrit les trois stratégies proposées. L'efficacité des flux de production et l'efficacité de la maintenance sont agrégées sous la stratégie d'éco-efficacité, le terme le plus à droite. À sa gauche, la stratégie de décommodisation, et finalement la stratégie de suffisance, le terme le plus à gauche.

2.1.2.1 La stratégie d'éco-efficience

L'éco-efficience se réfère à la définition du WBCSD promu dans le livre *Changing Course* publié en 1992 (Schmidheiny, 1992). Le principe est simple, produire plus avec moins. En d'autres termes, il s'agit de découpler la croissance économique des impacts environnementaux (voir figure 2-1).

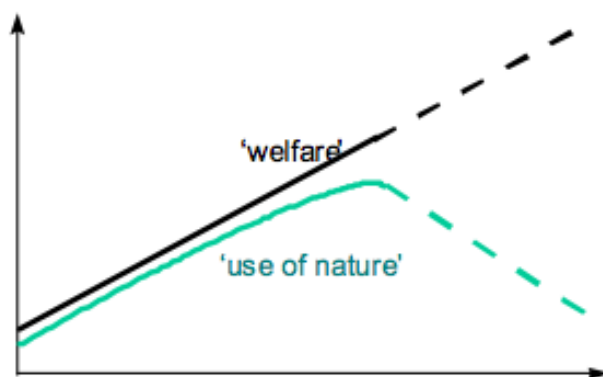


Figure 2-1 Plus de bien-être avec moins d'utilisation de la nature (European Environmental Agency, 1999)

Le WBCSD définit l'éco-efficience comme le ratio entre la valeur de la production, à maximiser, et les impacts environnementaux, à minimiser. De plus, l'éco-efficience est adressée comme une philosophie de gestion (Saling et al., 2002; WBCSD, 2005). L'éco-efficience fait suite à différentes mesures apportées par l'introduction du développement durable par la commission Brundtland (par exemple l'Agenda 21 ou le Factor X). Par ailleurs, l'éco-efficience est d'abord adressée aux entreprises : « *L'éco-efficience est en premier lieu un concept d'affaires parce qu'il parle le langage d'affaires. Simplement, il dit que devenir plus efficient fait du sens pour les affaires* » [Traduction] (WBCSD, 2000). Les industriels ont également appuyé le concept comme instrument de politiques publiques. Ainsi, le « US President's Council for Sustainable Development (PCSD) » recommande l'éco-efficience comme une approche utile pour l'action du gouvernement. De plus l'Agence Européenne pour l'Environnement a adopté l'éco-efficience dans le but de comparer les pays et les secteurs économiques, et l'OCDE a publié en 1996 un

rapport qui recommande l'utilisation de l'éco-efficience comme indicateur au niveau macro-économique.

Néanmoins, l'éco-efficience présente une limite inhérente au concept, l'effet rebond. L'éco-efficience peut éventuellement mener à une réduction de l'impact environnemental par unité de Produit Intérieur Brut. Néanmoins, si cette réduction implique des effets rebonds directs et indirects, l'efficience environnementale améliorée par unité peut être compensée et voire mener à des impacts environnementaux totaux supérieurs au niveau global actuel. Par exemple, l'amélioration de l'isolation des fenêtres qui pousse généralement les habitants à augmenter les températures de chauffage (Sorrell, Dimitropoulos, & Sommerville, 2009), est un effet rebond direct, tandis que les économies faites par un consommateur sur un produit dues à l'augmentation de son éco-efficience qui incite ce même consommateur à dépenser dans d'autres catégories de produits sont des effets rebonds indirects (Mizobuchi, 2008). Le cas du transport aérien (Small & Dender, 2005) et du commerce électronique (Abukhader, 2008) sont des exemples. Ainsi, le découplage absolu des impacts environnementaux de la croissance économique, contrairement au découplage relatif, requiert une diminution en termes absolus des impacts environnementaux totaux pour une économie donnée (Jackson, 2009). Ce lien avec l'état de durabilité n'est pas encore saisi par la stratégie d'éco-efficience, étant difficile de définir la durabilité d'un produit tant que les objectifs de réduction des impacts environnementaux n'ont pas été définis pour chacun des secteurs de l'économie.

2.1.2.2 La stratégie de suffisance

La suffisance a été introduite par Daly (1996) et plus récemment par Princen (2003, 2005). La suffisance se définit comme suit :

'Sufficiency as an idea is straightforward, indeed simple and intuitive, arguably "rational." It is the sense that, as one does more and more of an activity, there can be enough and then there can be too much. I eat because I'm hungry, but at some point I'm satiated. If I keep eating, I become bloated. I go for a walk because it feels good — because I enjoy the movement, the fresh air, and the scenery, but if my physical exertion begins to override my pleasure, I've had enough. If I keep walking to the point where all my attention is on my aching feet and tired legs, I've had too much. I can sense the excess (Princen, 2003).'

La suffisance consiste donc à consommer la bonne quantité de produits et de services pour parvenir à un bien-être optimal (santé, bonheur, etc.). Cette stratégie implique deux attitudes possibles : soit on maximise le bien-être apporté par une unité de service, lequel cas la personne devient consciente et souveraine de ses pratiques de consommation, soit on réduit la part de services matériels dans notre quête du bien-être, procédant ainsi à une dématérialisation de la culture. D'autre part, la suffisance, pour les personnes aisées, signifie implicitement une décroissance du niveau de vie et de la consommation. Ce changement majeur est plus efficace s'il est amené à un niveau cognitif élevé, car dans les sociétés occidentales la conception du bien-être est souvent liée à la poursuite de valeurs matérialistes (Brown & Cameron, 2000).

Par ailleurs, la stratégie de la suffisance représente un contre parti aux effets rebonds de l'éco-efficience. Selon Boulanger (2010), il s'agirait de la seule puisque d'une part, l'instauration de taxes pour compenser la réduction de coûts due à l'éco-efficience n'aura aucun effet si ces taxes sont redistribuées (augmentation de la consommation par le secteur privé et public), d'autre part la solution par le rationnement tel qu'imposé par le Royaume-Uni lors de la Seconde Guerre mondiale n'est applicable que dans un tel contexte.

Finalement, la suffisance, comme l'éco-efficience, peut mener à des effets rebonds. En effet, comme l'a démontré Alcott (2008), une diminution de la demande en viande par exemple entraînerait une diminution des prix, et entraînerait une augmentation de la consommation chez les plus défavorisés afin de retrouver un équilibre de l'offre et de la demande. Ce nouvel équilibre est légitime d'un point de vue social et éthique, néanmoins des mesures additionnelles doivent être tenues d'un point de vue environnemental.

2.1.2.3 La stratégie de décommodisation

La décommodisation peut être définie comme la tendance inverse à développer des choses plus appropriées à fonctionner comme des commodités, c'est à dire des choses avec des qualités qui facilitent l'achat et la vente, comme réponse à tout type de besoin de l'être humain (Boulanger, 2010; Manno, 2002). Il s'agit en d'autres termes de réduire l'influence de l'institution de marché

par laquelle les personnes satisfont leurs besoins en limitant le biais commercial (aussi appelé l'effet de la commercialisation) (Hirsch, 1977).

Manno (2002) fait la distinction entre les produits à haut potentiel de commodité (HPC) et les produits à faible potentiel de commodité (FPC) sur une échelle qui va d'un extrême à l'autre. Les produits HPC sont généralement aliénables, standardisés, uniformes, dépersonnalisés, etc. Les produits FPC, à l'inverse, sont difficiles à valoriser, dépendent du contexte, sont personnalisés, localisés, etc. Par exemple, la Barbie est un produit HPC, les jouets faits de matériaux renouvelables, produits localement et faits à la main se trouvent au milieu de l'échelle, et les jeux qui ne requièrent pas d'objets commerciaux sont des FPC.

Harvey et al. (2001, p.4) fait la distinction entre la demande et la consommation. La demande se réfère à un paramètre du marché qui détermine les termes et les possibilités d'échange des commodités alors que la consommation réfère à un ensemble de pratiques sociales par lesquelles les personnes utilisent des produits et des services parfois acquis sur le marché et qui sont déployées dans un contexte de valeurs sociales qui dépassent le simple calcul instrumental et rationnel (Boulanger, 2010). La décommodisation consiste ainsi à découpler la demande de la consommation en limitant l'influence du marché par lequel les personnes satisfont leurs besoins, ce que Paul-Marie Boulanger appelle un changement des modes de provisions. Warde (1997) remarque que dans l'histoire de la consommation, il y a toujours eu des transferts des modes de provisions. La figure 2-2 schématise les trois modes de provisions (basé sur les 4 modes de provision de Harvey et al 2001, regroupant ici le communautaire et le domestique sous un même mode). Gershuny (1983) appelle le « modal split » la composition en modes de provisions d'une société donnée. Ainsi, dans les sociétés occidentales par exemple, le « modal split » se situe en bas à droite du triangle.

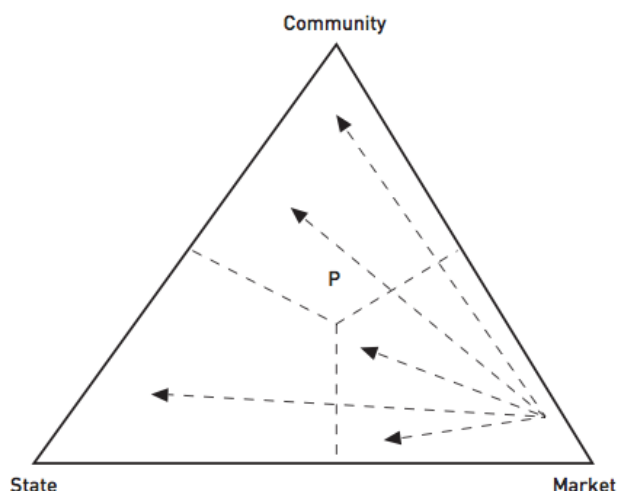


Figure 2-2 : Transfert des modes de provisions (décommodisation) (Boulanger, 2010)

Selon Boulanger (2010), la commodisation, résultat de la révolution industrielle, est la principale cause des niveaux de consommations actuels, et de ce fait de la non-durabilité. La décommodisation permettrait de réduire la quête aux profits, source de la croissance perpétuelle de la production de biens et de services. De plus, en relocalisant l'économie, les effets rebonds de l'éco-efficience et de la suffisance seront minimisés en limitant l'accès aux marchés mondialisés. Finalement, la consommation décommoditisée prend plus de temps que la consommation commoditisée. De ce fait, moins d'unités seront consommées ou moins de temps sera passé au travail, les profits seront réduits, et donc la consommation finale aussi (Boulanger, 2010).

Boulanger prend en exemple les LETS (Local Exchange and Trade System), qui se basent sur des modes de provisions communautaires. Des études empiriques ont montré que ces systèmes étaient plus éco-efficients et plus enclins à la suffisance. Les activités des LETS contribuent à réduire l'empreinte écologique de la consommation en relocalisant l'économie, en diminuant les coûts et la pollution dus au transport, tout en prônant le partage, la réutilisation, le recyclage et la réparation.

2.1.2.4 Synthèse

La transition vers des modes de production et de consommation plus durable nécessite une transformation plus large et plus profonde que ce que les approches actuelles sont prêtes à

considérer (Boulanger, 2010). La transition doit se faire sur différents niveaux, les trois stratégies selon Boulanger représentent chacun de ces niveaux.

Premièrement, l'éco-efficience s'adresse aux producteurs. Les produits et services plus éco-efficients doivent remplacer ceux qui le sont moins, nous avons vu que l'amélioration technologique seule ne permet pas d'atteindre des pratiques durables à cause principalement des effets rebonds qui l'accompagnent. En effet, la croissance économique et l'augmentation de la population actuelle imposent des taux d'amélioration de l'efficacité technologique qui sont bien supérieurs à ceux actuellement réalisés (Jackson, 2009).

Ensuite, la suffisance s'adresse aux consommateurs. Cette stratégie permet de pallier aux effets rebonds de l'éco-efficience, mais exige un changement culturel majeur où les valeurs matérialistes prennent moins de place. Néanmoins, nous avons vu que la suffisance implique aussi des effets rebonds, qui sont bénéfiques d'un point de vue social, mais qui compensent les impacts environnementaux évités par une réduction partielle de la consommation.

Finalement, la décommodisation s'adresse au niveau institutionnel. Cette stratégie demande une transition du mode de provision à base de marché vers des modes de provisions communautaires ou étatiques, ce qui permet de rallonger les cycles de consommation et de relocaliser l'économie minimisant ainsi les effets rebonds de l'éco-efficience et de la suffisance.

Dans le contexte de cette maîtrise, la stratégie d'éco-efficience pour PCA semble être la plus pertinente. En effet, le simple fait de considérer PCA isolé de ses concurrents élimine l'applicabilité de la stratégie de suffisance puisque PCA doit utiliser une approche qui permette de réduire l'empreinte environnementale de ses produits tout en restant compétitif. De plus, cette stratégie n'est efficace que si elle est appliquée à un niveau cognitif élevé auprès du consommateur. D'autre part, dans le cadre de cette maîtrise une perspective de produit pour l'écoconception est adoptée. De ce fait, la stratégie de décommodisation adressée au niveau institutionnel n'est pas appropriée. Finalement, dans un contexte d'augmentation de la demande du secteur aéronautique, une approche compatible avec la croissance doit être adoptée. Comme nous l'avons vu ci-dessus, la croissance est au cœur du concept d'éco-efficience : produire plus avec moins. Nous proposons donc la stratégie d'éco-efficience afin de répondre aux problématiques de cette maîtrise, que nous présentons dans les prochaines sections.

2.2 Éco-efficience

2.2.1 Lien avec le développement durable

Pour atteindre la durabilité, les impacts environnementaux générés en une année dans le monde doivent être inférieurs aux limites qui sont fixées en ce sens. Ces impacts générés en une année sont la somme de tous les impacts générés au niveau micro-économique en production, consommation et gestion des matières résiduelles, incluant les investissements et les activités du secteur public. L'économie croît à plus de 3% par année, ce qui implique que les impacts environnementaux par unité de richesse, ou autrement dit l'éco-efficience, à l'échelle de l'économie globale, doit être reliée aux requis d'éco-efficience au niveau de chacune des activités afin de contrebalancer cette tendance (Gjalt Hupples & Ishikawa, 2007). Ainsi, un lien doit être fait entre les enjeux au niveau macro et la prise de décision au niveau micro. Pour ce faire, le concept de durabilité doit être défini afin de guider les utilisateurs dans leurs prises de décision régulières. Il est simple de juger qu'une solution est préférable à une autre lorsqu'il y a une amélioration à la fois au niveau économique et environnemental, mais lorsqu'il y a une situation de compromis, le choix ne peut être fait sans avoir préalablement défini un lien avec la durabilité (Gjalt Hupples & Ishikawa, 2007).

D'autre part, nous avons vu dans le chapitre précédent qu'un des principes du développement durable est l'intégration du pilier environnemental, économique et social. Néanmoins, l'éco-efficience ne considère que deux des trois piliers du développement durable, soit l'économie et l'environnement, et de ce fait, ne représente pas une stratégie complète pour le développement durable lorsqu'implanté dans une entreprise.

2.2.2 Origines et définitions

Éco-efficacité et éco-efficience sont souvent mêlées dans le vocabulaire de leurs utilisateurs. Selon l'office québécois de la langue française (OQLF), l'efficacité est le « rapport entre les résultats obtenus et les objectifs fixés ». Toujours selon l'OQLF, l'efficience est le « rapport entre

les résultats obtenus et les ressources utilisées pour les atteindre ». Ici, ce que nous mesurons est totalement différent. Les objectifs n'ont pas d'importance, l'essentiel étant le rendement des ressources utilisées.

Reinout Heijungs (2007) présente les nombreuses significations (principalement dans le domaine scientifique) du terme efficacité, qui diffèrent d'un domaine à l'autre (langage de tous les jours, philosophie, thermodynamique, économie, ingénierie, écologie, etc.). Il en conclut que le terme est soit utilisé pour décrire un état d'optimalité (indicateur qualitatif, en économie par exemple, le système Pareto-efficace), soit pour décrire le degré de rapprochement à un état d'optimalité (indicateur quantitatif, en thermodynamique par exemple, l'efficacité de Carnot). En tous cas, l'état d'optimalité doit être défini. De plus, l'indicateur quantitatif associé à l'efficacité n'a pas de dimension et varie entre 0 et 1, où 1 représente la situation la plus efficace.

L'éco-efficacité, pour la première fois citée par le WBCSD en 1992, revient au concept d'efficacité écologique de Schaltegger et Sturm (1990). Tel que repris par l'OCDE en 1998 et les Nations Unies en 2004, l'éco-efficacité se mesure par le rapport d'une quantité économique à une quantité environnementale (Organisation for Economic Co-operation and Development, 1998; United Nations, 2004; World Business Council for Sustainable Development [WBCSD], 2000). La définition de Heijungs, sur la base de l'histoire scientifique du terme, est effectivement contradictoire, et comme il le suggère, le terme productivité est plus approprié. Selon Hancock, Baxter, et Davis (1998), la productivité est la relation entre les extrants de produits et de services et les intrants en ressources pour les produire. L'environnement peut alors être considéré comme un facteur de production sous le terme d'écoprodutivité. Cette définition ressemble néanmoins à la définition de l'efficacité de l'OQLF ci-dessus, mais l'application scientifique de l'efficacité dans l'histoire implique que nous soyons plus précis dans la terminologie utilisée. Comme l'ont mentionné Schaltegger et Burritt (2000) et Reinout Heijungs (2007), une définition appropriée et universellement reconnue de l'éco-efficacité permettra non seulement d'accroître la portée du concept, mais aussi de reconnaître le développement durable comme un champ de progrès scientifique.

Les termes éco-efficacité et éco-efficacité sont néanmoins les plus utilisés pour représenter la relation entre la valeur économique et les dommages environnementaux d'un système. Le terme éco-efficacité a par exemple été traduit de l'anglais *eco-efficiency* par la norme ISO 14045 pour

décrire le même concept (International Organization for Standardisation [ISO], 2012). En effet, l'Académie française ne distingue pas l'efficacité de l'efficacités. Cette ambiguïté est d'autant plus importante avec la promotion du terme éco-efficacité par McDonough et Braungart (2002) pour se référer au concept du « berceau au berceau » qui représente un mode de vie et de production sans déchets en symbiose avec l'environnement. Éco-efficience, ou en anglais *eco-efficiency*, est le terme dominant dans les conférences scientifiques et les institutions internationales. Pour ne pas prêter à confusion, éco-efficience est le terme utilisé dans ce mémoire pour décrire l'écoproduktivité telle que définit par Heijungs.

2.2.3 Quantification de l'éco-efficience

Le WBCSD définit l'éco-efficience comme le ratio entre la valeur de la production, à maximiser, et les impacts environnementaux, à minimiser. De plus, l'éco-efficience est adressée comme une philosophie de gestion (Saling et al., 2002; WBCSD, 2005) et comme nous l'avons vu dans la section 2.1.2, s'est associée à d'autres approches tels que le concept de « berceau au berceau » et l'économie basée sur les services. L'éco-efficience fait suite à différentes mesures apportées par l'introduction du développement durable par la commission Brundtland (par exemple l'Agenda 21 ou le Factor X). Par ailleurs, l'éco-efficience est d'abord adressée aux entreprises : *« L'éco-efficience est en premier lieu un concept d'affaires parce qu'il parle le langage d'affaires. Simplement, il dit que devenir plus efficient fait du sens pour les affaires »* [Traduction] (WBCSD, 2000). Les industriels ont également appuyé le concept comme instrument de politiques publiques. Ainsi, le « US President s Council for Sustainable Development (PCSD) » recommande l'éco-efficience comme une approche utile pour l'action du gouvernement. De plus l'Agence Européenne pour l'Environnement a adopté l'éco-efficience dans le but de comparer les pays et les secteurs économiques, et l'OCDE a publié en 1996 un rapport qui recommande l'utilisation de l'éco-efficience comme indicateur au niveau macro-économique.

Dans le cadre de ce mémoire, nous étudions les applications reliées à la quantification de l'éco-efficience pour l'écoconception des produits, qui peut se décomposer en trois parties : la quantification de la dimension environnementale, la quantification de la dimension économique

et la mise en relation des deux afin de permettre l'interprétation des résultats. Nous présentons dans cette section les trois composantes de l'éco-efficience, principalement au niveau produit dans un contexte d'entreprise. Il est à noter que la dimension économique n'est pas la seule manière de représenter la valeur de production. La norme ISO 14045 propose par exemple la valeur fonctionnelle. Néanmoins, dans le cadre de cette maîtrise nous nous intéressons seulement à cet aspect. Nous traitons plus en détail du concept de valeur dans la section sur la quantification de la dimension économique.

2.2.3.1 Quantification de la dimension environnementale :

L'Analyse environnementale du Cycle de Vie (AeCV) est l'outil le plus admis afin de quantifier la dimension environnementale de l'éco-efficience. Il permet de calculer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie en passant par la production et l'utilisation. Nous détaillons la littérature générale de l'outil et son application en aéronautique respectivement dans les sections 2.3.1 et 2.4. Dans le contexte de l'éco-efficience, il existe plusieurs possibilités pour utiliser les résultats de l'AeCV. La norme ISO 14045 publiée en 2012 propose trois approches. La première consiste à utiliser un résultat d'inventaire qui représente les impacts environnementaux relatifs à une catégorie d'impact majeur dans un secteur ou projet donné. Par exemple, le CO₂ pour représenter les changements climatiques en aéronautique. La seconde consiste à utiliser un portfolio de résultats environnementaux qui représente les différentes catégories d'impacts selon la norme ISO 14044. Une catégorie d'impact représente une problématique environnementale à laquelle des résultats d'inventaire peuvent être affectés. Enfin, la dernière consiste à pondérer les catégories d'impacts afin d'obtenir un score unique. Ce dernier cas est néanmoins limité par la norme pour des décisions internes. Ces approches se font sous le cadre des normes ISO14040 et ISO14044 sur l'AeCV. L'approche par résultat d'inventaire et l'approche par score unique sont celles qui sont les plus empruntées dans la littérature pour des décisions d'entreprise au niveau produit. En effet, l'éco-efficience met en relation deux attributs de natures différentes afin d'être interprétée. Si nous ajoutons à cette complexité une multitude d'attributs représentant chacun une dimension environnementale, la prise de décision et l'applicabilité de l'éco-efficience seraient presque

impossibles, surtout dans le contexte d'outil d'aide à la décision. Dans le contexte de ce mémoire, plusieurs catégories d'impacts doivent être prises en compte afin de représenter les différentes problématiques en aéronautique.

La norme ISO14044 présente les étapes obligatoires et facultatives afin de convertir les résultats d'inventaire (ex. : kg de CO₂) en effets sur les catégories d'impacts (ex. : changements climatiques) et éventuellement en un score unique par l'agrégation des différentes catégories d'impact. Selon la norme, les étapes obligatoires sont la sélection de catégories d'impacts, d'indicateurs de catégories et de modèles de caractérisation, la classification des résultats d'inventaire dans les catégories d'impacts et la caractérisation. Les étapes facultatives sont la normalisation, le regroupement et la pondération. Les étapes obligatoires, qui se réfèrent globalement à la caractérisation des résultats d'inventaire en effet sur les catégories d'impacts, ont pour but de mettre en relief l'importance relative de plusieurs substances pour une catégorie d'impact donnée. Par exemple, pour les changements climatiques, le méthane a un potentiel de réchauffement climatique 25 fois supérieur à celui du CO₂. La normalisation permet à son tour de mettre en avant les incohérences, d'identifier l'importance relative des indicateurs de catégories, mais également de préparer les données pour l'étape de pondération en mettant sur la même unité les différentes catégories d'impact. La norme présente trois exemples de références de normalisation, qui selon Norris (2001b) peuvent être regroupées sous deux types, la normalisation externe (référence externe au cas d'étude, par exemple un pays ou une région) et la normalisation interne (référence interne, utilisation des données du cas d'étude, par exemple le scénario de base). Avant l'étape de pondération, la norme propose également un regroupement des catégories d'impacts selon soit une base nominale (émissions, ressources, etc.) soit une priorité donnée à certaines catégories par rapport à d'autres selon des choix de valeur. Ensuite, l'étape de pondération permet d'agrèger les résultats normalisés de plusieurs catégories d'impacts. Il est à noter que selon la méthode de pondération utilisée, les étapes précédant la pondération ne sont pas toujours nécessaires. Par exemple, lorsque les coûts sont utilisés comme facteur de pondération, les résultats d'inventaire sont directement multipliés par ces facteurs obtenant ainsi un résultat environnemental agrégé en unité monétaire. Ceci est dû au fait que ce type de facteur de pondération est spécifique à chaque unité d'inventaire (ex : \$/CO₂).

Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b) organisent les différentes méthodes de pondération des impacts environnementaux pour l'éco-efficience (figure 2-3). Ces dernières sont classées d'une part selon

les acteurs dont les préférences sont représentées et d'autre part selon la manière dont l'information est obtenue. Les acteurs dont les préférences sont représentées sont divisés en deux catégories : les préférences collectives et les préférences individuelles. La manière dont l'information est obtenue est divisée en deux catégories également : les préférences statuées et les préférences révélées. Les préférences individuelles statuées sont basées sur le consentement à payer (*willingness to pay*). Néanmoins, cette catégorie est souvent associée aux préférences individuelles révélées, basée sur la méthode des prix hédonistes, car tous les impacts environnementaux ne sont généralement pas couverts. Le consentement à payer est généralement obtenu par des interviews et questionnaires, alors que les prix hédonistes sont tirés des prix du marché. Les préférences individuelles présentent cependant des résultats fortement variable et incertain, sont limitées en terme d'application pour les impacts environnementaux et sont peu acceptées par les non-économistes (G. Huppes et al., 2007). Nous nous intéressons donc plus en détail dans ce mémoire sur les préférences collectives.

Les préférences collectives statuées représentent les méthodes qui tirent les facteurs de pondération des objectifs de réductions de politiques publiques ou de panel d'experts. Les objectifs de réduction des politiques publiques permettent d'utiliser l'approche de distance par rapport à l'objectif qui applique soit la méthode de réduction des coûts (coût prévu par les politiques publiques) soit un ratio entre l'état actuel et l'état objectif (appelé facteur de réduction). Toutefois, Gjalp Huppes et Ishikawa (2005b) notent qu'utiliser une pondération basée sur les coûts des politiques publiques mène souvent à surestimer les coûts des impacts environnementaux, car les objectifs de réduction ne sont généralement pas atteints.

Les préférences collectives révélées représentent les coûts actuellement encourus par la société pour réduire les impacts environnementaux. Ce type de pondération peut être difficile à calculer, car en général, les coûts actuellement encourus par la société que nous pouvons trouver sur les documents des politiques publiques se réfèrent à la réduction combinée de plusieurs impacts. Par ailleurs, l'approche de l'efficacité comparative est similaire à l'approche des préférences collectives révélées. Néanmoins, les hypothèses sous-jacentes et les conclusions que l'on en tire sont toutes autres. Sous l'approche de l'efficacité comparative, les options sont analysées en fonction de leur efficacité par rapport à la référence sélectionnée, alors que sous l'approche des préférences collectives révélées, les options sont analysées par rapport aux bénéfices apportés à la société.

	stated preferences		revealed preferences	
collective preferences (socio-political)	1	policy goals; officials panel	2	impact reduction cost of policies
			2'	comparative efficiency approach
individual / private preferences	3		4	
		willingness -to-pay		hedonic pricing

Figure 2-3 : Classification des méthodes de pondération pour les impacts environnementaux dans le cadre de l'éco-efficience proposée par Gjalte Hupples et Ishikawa (2005b)

Les applications de ces pondérations pour l'éco-efficience sont diverses. Saling et al. (2002) présentent la méthode d'éco-efficience selon BASF, le plus grand groupe de chimie au monde. La méthode d'éco-efficience a été utilisée sur environ 600 études de cas (BASF, 2014). Dans la première publication de la méthode, la quantification de la dimension environnementale de l'éco-efficience se fait sur plusieurs étapes. Premièrement, les impacts environnementaux sont calculés par l'AeCV selon les normes ISO 14040/42. Les différentes catégories d'impacts environnementaux sont ensuite normalisées par rapport au maximum, c'est-à-dire que la valeur maximale pour chaque catégorie d'impact entre les alternatives est définie à 1. Les autres alternatives sont rapportées à cette valeur. Ce type de normalisation se rapportant à l'une des alternatives comme référence est appelé normalisation interne (voir ci-dessus). Les impacts environnementaux normalisés sont ensuite pondérés en fonction d'un critère sociétale et d'un critère d'importance. Le premier est obtenu à travers l'avis d'experts et des sondages d'opinion publique. Le second est obtenu par le calcul de l'importance relative de chaque impact par rapport aux impacts totaux en Allemagne. Les deux critères sont multipliés afin de former le facteur de pondération final. Finalement, les impacts environnementaux normalisés sont multipliés par les facteurs de pondération afin d'obtenir le score environnemental de chaque alternative. La méthode de BASF a été raffinée par Kicherer, Schaltegger, Tschochohei, et Pozo (2007). Cette dernière simplifie la quantification de la dimension environnementale. Les impacts

environnementaux sont tout d'abord normalisés par rapport aux impacts totaux en Allemagne. Contrairement à ci-dessus, cette normalisation est dite externe. Les impacts normalisés sont multipliés par un facteur de pondération social. Le mode de détermination de ce facteur de pondération n'est pas précisé, malgré qu'il soit noté qu'il est régionalisé.

Hellweg, Doka, Finnveden, et Hungerbühler (2005) appliquent un modèle d'éco-efficience afin de comparer des technologies de traitement de déchet. Les impacts environnementaux sont évalués par l'AeCV selon deux méthodes : Eco-Indicateur 99 et Ecological Scarcity. Ces méthodes ont pour objectif de calculer un score environnemental unique afin de comparer les impacts environnementaux des alternatives. La première, développée par PRé Consultants, est la mise à jour d'Eco-Indicateur 95. Eco-Indicateur 95, qui utilise la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction, a été critiqué, car elle ne permet pas de définir des objectifs de réduction des impacts environnementaux (MJ Goedkoop & Spriensma, 1999). Cette critique s'applique principalement pour le domaine public. En effet, les entreprises peuvent utiliser cette méthode afin d'orienter leurs décisions vers les objectifs définis par le pays ou le secteur économique en question (Frischknecht, Steiner, Braunschweig, Egli, & Hildesheimer, 2006). Eco-Indicateur 99 utilise une fonction de dommage afin de relier les impacts environnementaux aux catégories Santé Humaine et Qualité des Écosystèmes. Une troisième catégorie Ressources est calculée de manière parallèle reflétant l'énergie nécessaire afin d'extraire les ressources dans le futur. Ces catégories sont ensuite normalisées par rapport à une référence externe puis pondérées. La méthode propose trois visions, chacune résultant d'un facteur de pondération différent entre les trois catégories de dommage. D'autre part, Ecological Scarcity, comme Eco-Indicateur 95, applique la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction pour calculer le score unique environnemental. Néanmoins, les deux méthodes diffèrent par le mode de calcul emprunté. En général, la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction peut se formuler de la manière suivante :

$$IE(a) : \sum_{i=1}^n w_i \frac{I_i(a)}{N_i} \quad (4)$$

où

IE (a) : impact environnemental total causé par le système de produit a

w_i : pondération de la catégorie d'impact i, ou facteur de réduction

$I_i(a)$: résultat d'impact causé par le système de produit a pour la catégorie d'impact i

N_i : référence pour la normalisation

Ecological Scarcity (dans sa révision de 2006 et 2013) et Eco-Indicateur 95 se différencient sur l'expression de w_i (formule 5 et 6 respectivement). Ce terme représente en fait le facteur de réduction.

$$w_i = \left(\frac{N_i}{T_i} \right)^2 \quad (5)$$

$$w_i = W_i \frac{N_i}{T_i} \quad (6)$$

où

T_i : niveau de réduction à atteindre pour la référence choisie pour la catégorie d'impact i

W_i : facteur de pondération de dommage

Tout d'abord, les niveaux de réduction à atteindre (T_i) ne sont pas obtenus de la même manière pour les deux approches. Ecological Scarcity utilise des objectifs politiquement définis alors que Eco-Indicateur 95 utilise des objectifs corrélés à un facteur de pondération de dommage à l'état objectif (voir ci-dessous). De plus, la formule (5) résulte d'une transformation mathématique entre la première version d'Ecological Scarcity et les versions suivantes. En effet la première version utilisait une normalisation par rapport aux objectifs de réduction et non par rapport à l'état actuel (Frischknecht et al., 2006). Ce faisant, les auteurs se sont accordés à la norme ISO14044 qui suggère de faire comme tel. Cette transformation met en avant l'amplification du facteur de réduction utilisé dans la méthode par sa mise au carré. D'autre part, la formule (6) intègre un nouveau terme, le facteur de pondération de dommage. Ce facteur introduit par Mark Goedkoop (1995) permet de mettre les objectifs de réduction utilisés sur des niveaux de dommage équivalents. Les auteurs ont défini par exemple que 1 mort par million de personnes par année = détérioration de 5% de l'écosystème = période de smog. Si les objectifs de réduction sont définis comme tels, alors W_i est égale à 1 pour toutes les catégories d'impact. Il est à noter que le modèle de Goedkoop, sur la base de la corrélation entre les effets environnementaux et les dommages, fait l'hypothèse que la droite de dommage par rapport aux effets environnementaux est linéaire et passe par l'origine. Cette hypothèse, qui n'est pas totalement réaliste, mais

s'approche tout de même de la réalité, accorde également la méthode avec le cadre de la Théorie des Valeurs Multiattributs (Seppälä & Hämäläinen, 2001).

Rüdenauer, Gensch, Griebhammer, et Bunke (2005) présentent le modèle d'éco-efficience utilisé par le Öko-Institute. La procédure générale est illustrée à la figure 2-4. Pour l'instant nous nous intéressons seulement à la quantification de la dimension environnementale, nous traitons ci-dessous de l'aspect économique et de la mise en relation des deux dimensions de l'éco-efficience. La méthode a été appliquée sur plusieurs études de cas. Les auteurs utilisent l'AeCV basée sur les normes ISO 14040. Les catégories d'impact sont ensuite pondérées en utilisant la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction. Contrairement à ci-dessus, la méthode utilisée ici est un peu différente. Premièrement, la normalisation des catégories d'impact se fait directement par rapport aux objectifs de réduction. Ces derniers sont, comme pour la méthode Ecological Scarcity, déterminés politiquement. Les impacts normalisés sont ensuite pondérés par le facteur de réduction et corrigés par le temps restant pour atteindre les objectifs. Ceci se traduit tout simplement par le pourcentage de réduction par année.

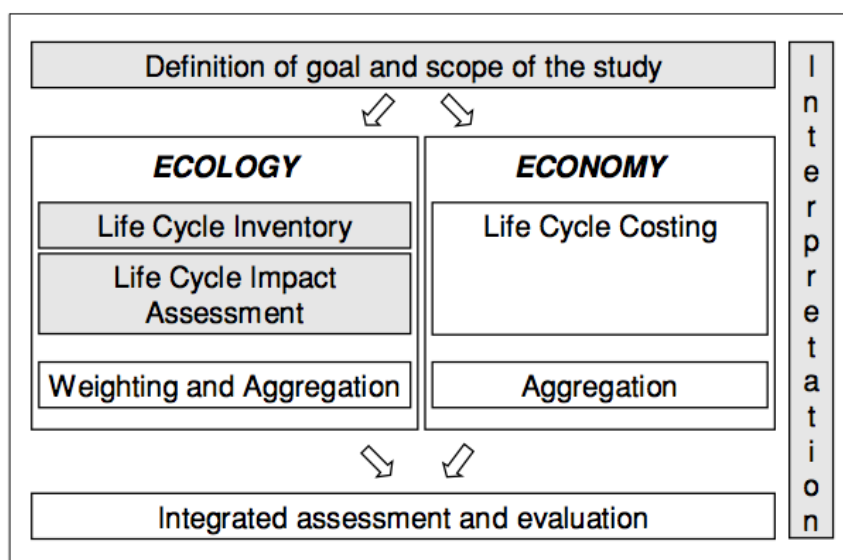


Figure 2-4 Exemple de procédure d'éco-efficience

Oka (2005) utilise l'approche de l'efficacité comparative afin de quantifier la dimension environnementale de l'éco-efficience. Il pondère les bénéfices environnementaux par le coût maximal dépensé ailleurs dans la société afin de réduire une unité de chaque impact

environnemental. La méthode de pondération est le « Maximum Abatement Cost » (MAC), la somme pondérée est appelée « Avoidable Abatement Cost » (AAC) (Oka, Ishikawa, Fujii, & Huppés, 2005). Le AAC est ensuite comparé aux coûts additionnels d'une option. La pondération par le MAC est intéressante, car elle permet d'obtenir un score environnemental agrégé en unité monétaire directement comparable aux coûts et évite de la même manière une étape de normalisation. De plus, utiliser des coûts réellement dépensés permet de contourner toutes les incertitudes liées aux estimations de la valeur monétaire des dommages environnementaux tout en se concentrant uniquement sur l'efficacité des solutions (Gjalt Huppés & Ishikawa, 2005b). Néanmoins comme noté ci-dessus, les coûts de réduction des politiques publiques se rapportent souvent à une combinaison de substances et il peut ainsi être complexe de déduire le MAC.

2.2.3.2 Quantification de la dimension économique

La dimension économique de l'éco-efficacité se réfère à l'agrégation des coûts et valeurs en un score unique (Gjalt Huppés & Ishikawa, 2005b). Selon la norme ISO14045, la valeur monétaire de la valeur du système de produit (à laquelle nous restreignons notre analyse puisque dans le contexte de notre partenaire nous représentons la valeur de production par la dimension économique) peut s'exprimer entre autres par le coût, le prix, le consentement à payer, la valeur ajoutée ou le profit tout en ayant une perspective cycle de vie. Néanmoins, en fonction des objectifs de l'étude, la norme permet de représenter la valeur d'un produit selon un acteur donné, cette dernière étant différente pour chaque acteur sur le cycle de vie. Par exemple, le producteur est intéressé par son profit alors que le consommateur est intéressé par son consentement à payer moins le prix, soit le surplus du consommateur. Dans la littérature économique, il existe un vaste sujet sur la relation entre les coûts et la création de valeur pour les entreprises (McNair, Polutnik, & Silvi, 2001). L'augmentation (investissement) et la réduction des coûts doivent être mises en relation avec la valeur ajoutée apportée au consommateur, son consentement à payer et les paramètres de marché telles que la concurrence afin de déterminer leurs réels bénéfices. Toutefois, ce lien peut être coûteux à produire lorsqu'une approche d'aide à la décision est entreprise. De ce fait, la réduction de coûts pour une même fonctionnalité de produit (même consentement à payer) peut être utile afin d'estimer une augmentation de la valeur pour le

consommateur (réduction des coûts d'acquisition) ou pour le producteur (réduction des coûts de production et augmentation de profit). Selon cette hypothèse, une augmentation des coûts signifierait forcément une réduction de la valeur pour le consommateur ou le producteur (même consentement à payer). Cette approche est celle qui est la plus communément empruntée par les modèles d'éco-efficience en entreprise au niveau produit.

L'Analyse des coûts du Cycle de vie (AcCV) environnementale est généralement vue comme le pendant économique de l'AeCV (Hunkeler, Lichtenwort, Rebitzer, & Ciroth, 2008). Les praticiens de l'AeCV se sont approprié l'outil qui, né au milieu du XXe siècle, s'adressait au monde des affaires, sous sa forme conventionnelle, et au domaine public, sous sa forme sociétale. Nous analysons plus en détail l'évolution et les caractéristiques de cet outil dans la section 2.2.2. De manière générale, il permet d'ajouter aux coûts traditionnels (internes) la perspective de cycle de vie (coûts d'utilisation, fin de vie, etc.). Néanmoins, contrairement à l'AeCV, les coûts sur le cycle de vie ne peuvent pas être traités de la même manière que les flux environnementaux. En effet, les coûts d'un acteur donné représentent les bénéfices d'un autre, ils ne peuvent donc pas tout simplement être ajoutés sur le cycle de vie. Lorsque la forme environnementale de l'outil est adoptée, une perspective d'étude permet de donner du détail et un résultat final dépendant de la valeur apportée à un acteur donné, tout en informant toutes les parties prenantes sur leurs coûts (Swarr et al., 2011). Cette brève introduction sur l'AcCV nous permet de faire le lien avec les modèles d'éco-efficience qui sous l'hypothèse de la relation entre la valeur et les coûts décrite ci-dessus, utilisent pour la plupart cet outil (ou ses dérivés) afin de quantifier la dimension économique de l'éco-efficience.

Le modèle de BASF dans sa version la plus récente (Kicherer et al., 2007) intègre explicitement l'AcCV afin de quantifier la dimension économique de l'éco-efficience. La valeur apportée au consommateur, au cœur des objectifs du modèle, est évaluée par la réduction des coûts de ce dernier. Rüdenauer et al. (2005), qui utilisent de la même manière l'AcCV, ajoutent que seuls les coûts internes doivent être pris en compte lors d'une analyse d'éco-efficience afin d'éviter tout double comptage des effets environnementaux déjà pris en compte par l'AeCV. Les coûts internes sont ceux réellement dépensés par un ou plusieurs acteurs directement impliqués sur le cycle de vie d'un produit. Les coûts externes, ou externalités, sont les effets secondaires

(économiques, environnementaux ou sociaux) qui ne sont pas encore monétarisés et qui sont dans le futur généralement payés par la société (voir la section 2.3.2 pour plus de détails). Néanmoins, Rūdenauer et al. (2005) notent que certaines externalités qui risquent d'être internalisés, comme les taxes carbone, doivent être prises en compte afin de représenter de manière pertinente la dimension économique de l'éco-efficience.

Suh, Lee, et Ha (2005) utilisent un outil dérivé de l'AcCV, l'Évaluation Totale des Coûts¹ (ETC). L'ETC, en plus de la perspective cycle de vie, met un accent sur les coûts internes reliés aux dépenses environnementales. L'outil est structuré selon quatre types de coûts : les coûts traditionnels (usine, travail, matériaux, etc.), les coûts législatifs cachés (gestion des matières dangereuses, assurances et taxes environnementales, etc.), les coûts de responsabilité (certification, amendes, etc.) et les coûts moins tangibles (image et relation publique). Le modèle, qui adopte la perspective du producteur, estime la valeur apportée à ce dernier par la réduction de ses coûts.

D'autres modèles d'éco-efficience, comme ceux présentés ci-dessus, estiment la valeur apportée à l'acteur considérée par la réduction de coûts (Hellweg et al., 2005; Michelsen, Fet, & Dahlsrud, 2006; Oka, 2005). Néanmoins, comme nous allons le voir ci-dessous, l'expression de la réduction des coûts lors de la mise en relation des deux dimensions de l'éco-efficience est différente selon les modèles. D'autres visions sont toutefois présentes. Steen, Carlson, Lyrstedt, et Skantze (2009) utilisent par exemple l'AcCV (somme des coûts pour le consommateur) afin d'estimer la valeur apportée au producteur. Une augmentation des coûts pour le consommateur est ainsi synonyme à une augmentation des revenus pour le producteur, selon l'auteur. Ainsi, une réduction de la valeur apportée au consommateur (en l'occurrence, le surplus du consommateur) est compensée par une augmentation de la valeur apportée au producteur, et il n'y a donc pas de différence sur le cycle de vie. Néanmoins, une augmentation des coûts pour le consommateur n'est pas forcément synonyme d'une augmentation des revenus pour le producteur, car il faut prendre en

¹ Traduit de l'anglais Total Cost Assessment (TCA)

considération les paramètres de marché tels que les volumes de vente et la concurrence. Le modèle est donc sujet à des controverses économiques.

2.2.3.3 Mise en relation de la dimension économique et de la dimension environnementale pour l'éco-efficience

Dans cette section, nous allons reprendre les modèles partiellement présentés ci-dessus (dimension économique et dimension environnementale) et analyser quelles méthodes les auteurs utilisent afin de quantifier l'éco-efficience au niveau produit (ici, la quantification de l'éco-efficience se réfère à la mise en relation de la dimension économique et environnementale pour l'éco-efficience).

Gjalt Huppès et Ishikawa (2005a) ont identifié les indicateurs utilisés afin de quantifier l'éco-efficience. La définition du WBCSD (ratio entre la valeur de production et les impacts environnementaux) ne s'applique pas à tous les cas et notamment dans le contexte d'aide à la décision en entreprise, comme nous avons pu le voir ci-dessus. Ainsi les auteurs proposent une catégorisation des indicateurs d'éco-efficience présentée à la figure 2-5.

	<i>Product or production prime</i>	<i>Environmental improvement prime</i>
<i>Economy divided by environment</i>	Production/consumption value per unit of environmental impact: 1 environmental productivity	Cost per unit of environmental improvement: 3 environmental improvement cost
<i>Environment divided by economy</i>	Environmental impact per unit of production/consumption value or: 2 environmental intensity	Environmental improvement per unit of cost: 4 environmental cost-effectiveness

Figure 2-5 : Indicateurs d'éco-efficience selon Gjalt Huppès et Ishikawa (2005a)

Nous reconnaissons la définition du WBCSD dans la partie « product or production prime » (colonne 1). La nouveauté apportée est donc la partie « environmental improvement prime » (colonne 2) où nous considérons explicitement une amélioration environnementale selon un

certain coût. Lorsque ces indicateurs sont utilisés pour exprimer une variation entre les alternatives comparées, des signes négatifs au numérateur et au dénominateur peuvent apparaître. Par exemple, lors d'une situation où des gains économiques sont associés à des gains environnementaux (gagnant-gagnant), l'indicateur « environmental improvement cost » est négatif. Pour mieux comprendre les changements de signe et les différents indicateurs qui en découlent, nous identifions deux situations possibles lorsque nous voulons quantifier l'écocoefficiency (nous verrons ci-dessous le contexte d'utilisation de ces situations). La première situation est lorsque les dimensions économiques et environnementales se réfèrent à une alternative en particulier, isolée des autres alternatives. La seconde situation est lorsque les dimensions économiques et environnementales expriment une variation entre une situation de référence et une alternative.

La première situation nécessite l'expression de la dimension économique par la notion de valeur, car cette dernière est mise en relation avec les impacts environnementaux. En effet, si nous supposons que la dimension environnementale s'exprime par des impacts qu'il convient de minimiser, l'autre partie du ratio doit aller dans le sens contraire, et doit donc être maximisée. De ce fait, la notion de valeur est essentielle à la première situation décrite ci-dessus. Ainsi, la première situation ne peut être représentée que par les deux indicateurs de la colonne (1) présentés à la figure 2-5. La seconde situation, lorsque les dimensions économiques et environnementales expriment une variation entre une situation de référence et une alternative, peut être illustrée par tous les indicateurs présentés à la figure 2-5, mais les composantes environnementales et économiques des indicateurs de la colonne (1) doivent néanmoins être définies selon la variation par rapport à une situation de référence. Les indicateurs qui s'appliquent à la deuxième situation présentent une complexité supplémentaire, car des changements de signes peuvent apparaître. De ce fait, chaque indicateur de la figure 2-5 appliqué dans le contexte de la deuxième situation peut se décomposer en quatre indicateurs, chacun représentant une situation gagnant-gagnant, une situation perdant-perdant et deux situations de compromis (1. impact environnemental supplémentaire c. réduction de coûts ou augmentation de la valeur, 2. bénéfice environnemental c. coût supplémentaire ou réduction de la valeur).

Nous comptons ainsi seize indicateurs pour la deuxième situation (quatre indicateurs pour chaque indicateur présenté à la figure 2-5) et deux indicateurs pour la première situation. Le tableau 2-1 résume les indicateurs tels que présentés ci-dessus. Les indicateurs ont été modélisés afin d'être

positifs. Toutefois, si nous transposons le raisonnement utilisé pour définir les indicateurs applicables à la première situation aux indicateurs gagnant-gagnant et perdant-perdant de la deuxième situation, ces derniers ne font plus de sens. De ce fait, si nous retirons ces indicateurs, il en résulte huit indicateurs applicables à la deuxième situation et toujours deux indicateurs applicables à la première situation.

Les indicateurs de la situation 2 peuvent être intéressants lorsque nous ne connaissons pas en détail tous les coûts et les impacts environnementaux relatifs à une alternative. Ainsi, la différence des processus qui diffèrent entre les alternatives est égale à la différence entre deux alternatives lorsque tous les processus sont pris en compte. Néanmoins, les indicateurs de la situation 2 ne permettent pas l'évaluation de la situation de référence. De ce fait, si nous ne pouvons pas évaluer l'éco-efficience du scénario de référence, nous ne pouvons pas également savoir si l'éco-efficience est améliorée ou non lorsque nous choisissons un scénario donné. Les indicateurs de la situation 2 expriment simplement si nous augmentons la valeur ou réduisons les impacts environnementaux de manière efficiente.

D'autre part, la norme ISO 14045 note que les alternatives doivent être comparées en utilisant le même indicateur, de ce fait un indicateur d'une situation de compromis 1 ne peut être comparé à un indicateur d'une situation de compromis 2 (voir tableau 2-1). L'interprétation de ces indicateurs devient alors complexe et un cadre plus large est nécessaire pour supporter l'aide à la décision en entreprise.

Tableau 2-1 : Les indicateurs d'éco-efficience possibles

	Tendance pour améliorer l'éco-efficience	A	B	C
Valeur		Va	Vb	Vc
Impact environnemental		Ea	Eb	Ec
Cout		Ca	Cb	Cc
1. Indicateur représentant une alternative de manière isolée				
Valeur représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	max	Va/Ea	Vb/Eb	Vc/Ec
Environnement/Économie	min	Ea/Va	Eb/Vb	Ec/Vc
2. Indicateur représentant la variation par rapport à une situation de référence				
Compromis 1 (impact environnemental additionnel)				
Valeur représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	max		(Vb-Va)/(Eb-Ea)	(Vc-Va)/(Ec-Ea)
Environnement/Économie	min		(Eb-Ea)/(Vb-Va)	(Ec-Ea)/(Vc-Va)
Couts représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	max		(Ca-Cb)/(Eb-Ea)	(Cc-Ca)/(Ec-Ea)
Environnement/Économie	min		(Eb-Ea)/(Ca-Cb)	(Ec-Ea)/(Ca-Cc)
Compromis 2 (cout additionnel ou perte de valeur)				
Valeur représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	min		(Va-Vb)/(Ea-Eb)	(Va-Vc)/(Ea-Ec)
Environnement/Économie	max		(Ea-Eb)/(Va-Vb)	(Ea-Ec)/(Va-Vc)
Couts représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	min		(Cb-Ca)/(Ea-Eb)	(Cc-Ca)/(Ea-Ec)
Environnement/Économie	max		(Ea-Eb)/(Cb-Ca)	(Ea-Ec)/(Cc-Ca)
Gagnant-Gagnant				
Valeur représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	N/A		(Vb-Va)/(Ea-Eb)	(Vc-Va)/(Ea-Ec)
Environnement/Économie	N/A		(Ea-Eb)/(Vb-Va)	(Ea-Ec)/(Vc-Va)
Couts représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	N/A		(Ca-Cb)/(Ea-Eb)	(Cc-Ca)/(Ea-Ec)
Environnement/Économie	N/A		(Ea-Eb)/(Ca-Cb)	(Ea-Ec)/(Ca-Cc)
Perdant-Perdant				
Valeur représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	N/A		(Va-Vb)/(Eb-Ea)	(Va-Vc)/(Ec-Ea)
Environnement/Économie	N/A		(Eb-Ea)/(Va-Vb)	(Ec-Ea)/(Va-Vc)
Couts représentant la dimension économique				
Économie/Environnement	N/A		(Cb-Ca)/Eb-Ea	(Cc-Ca)/(Ea-Ec)
Environnement/Économie	N/A		(Eb-Ea)/(Cb-Ca)	(Ec-Ea)/(Cc-Ca)

L'éco-efficience doit être placée dans un contexte d'interprétation. Gjalt Huppel et Ishikawa (2005b) proposent trois approches d'éco-efficience au niveau micro. La première est l'éco-efficience incrémentale, qui permet d'analyser les alternatives comparées selon la valeur totale de production et les impacts environnementaux de chaque alternative. Cette approche est illustrée

par les indicateurs de la situation 1 du tableau 2-1, la meilleure alternative étant celle qui représente le meilleur score. La seconde approche est l'éco-efficience gagnant-gagnant qui détermine les situations gagnant-gagnant à partir d'une référence sélectionnée. Néanmoins, les solutions à cette approche dépendent de la référence choisie et ceci va à l'encontre de la théorie des alternatives non pertinentes (Arrow, 1951; Sen, 1970). De plus, il n'est pas clairement expliqué comment le décideur doit choisir entre plusieurs situations gagnant-gagnant. Finalement, la dernière approche est l'éco-efficience marginale, qui indique un ensemble de solutions non dominées (pour lesquelles aucune alternative n'est supérieure sur les deux dimensions de l'éco-efficience). Cette approche implique le choix d'un facteur de compromis entre la dimension économique et environnementale afin de sélectionner la solution optimale. Sous cette approche, aucun indicateur présenté au tableau 2-1 n'est utilisé. Le facteur de compromis représente l'importance qui est donnée à une dimension par rapport à l'autre. Ainsi, la meilleure solution dépend de la somme pondérée des deux dimensions de l'éco-efficience. Ainsi, ce n'est plus l'efficacité des solutions qui est interprétée, mais l'efficacité avec laquelle nous nous rapprochons d'un état objectif placé dans la direction de la droite ayant pour coefficient directeur le facteur de compromis entre les deux dimensions de l'éco-efficience et reliant l'état actuel à un état objectif. De plus, si l'état objectif est déterminé pour l'atteinte d'un certain coup (réduction de coûts), les coûts peuvent directement être utilisés évitant ainsi de se baser sur les hypothèses de la relation entre les coûts et la valeur. Gjalt Hupples et Ishikawa (2005b) utilisent l'approche de l'efficacité marginale pour faire le lien entre le niveau micro et le niveau macro. Pour que ce lien puisse être calculé, les différentes études d'éco-efficience doivent avoir utilisé les mêmes unités pour les dimensions économiques et environnementales. Par ailleurs, les auteurs notent que pour être optimaux au niveau macro, tous les domaines de la société doivent réaliser le même facteur de compromis au niveau micro, sinon la résultante sera sous-optimale. Par ailleurs, les différentes approches de l'éco-efficience apportées par Gjalt Hupples et Ishikawa (2005b) n'intègrent toutefois aucun indicateur de la deuxième situation du tableau 2-1, malgré que ces derniers soient souvent utilisés dans les modèles d'éco-efficience en entreprise au niveau produit (voir ci-dessous). Finalement, l'analyse dynamique que présentent les auteurs montre la situation difficile dans laquelle nous nous trouvons actuellement, et l'importance de mettre l'accent sur la dimension environnementale pour parvenir à réduire de manière absolue les impacts environnementaux.

Plusieurs auteurs critiquent l'expression de l'éco-efficience en un score unique lorsque différents produits sont comparés (Michelsen, 2006). Selon ces derniers, il existe souvent un compromis entre les deux dimensions de l'éco-efficience qui n'apparaît plus dans le score unique. Ceci s'applique particulièrement aux indicateurs de la situation 1 du tableau 2-1 qui peuvent être utilisés pour comparer toutes les possibilités de l'éco-efficience (gagnant-gagnant, perdant-perdant, compromis). Le modèle de BASF contourne cette problématique en exprimant l'éco-efficience au moyen d'un diagramme XY. Premièrement, les coûts, calculés par l'AcCV avec une perspective du consommateur, sont normalisés par rapport au PIB du pays qui a été utilisé comme référence afin de normaliser et agréger en un score unique les impacts environnementaux (calculés par l'AeCV, voir la section sur la quantification de la dimension environnementale ci-dessus). Les deux dimensions de l'éco-efficience de chaque alternative sont ensuite normalisées par rapport à la moyenne des alternatives, il s'agit comme nous l'avons vu ci-dessus d'une normalisation interne. Les résultats sont ensuite corrigés par le rapport entre la contribution relative des coûts et des impacts environnementaux à la référence externe qui a été utilisée pour normaliser ces derniers en premier lieu (un pays donné). Les deux scores corrigés représentent les coordonnées qui vont être utilisées pour placer chaque alternative sur le diagramme XY présenté à la figure 2-6. Cette procédure permet d'éviter le calcul d'un score unique qui comme expliqué ci-dessus ne montre pas au décideur les compromis éventuels entre les deux dimensions de l'éco-efficience impliquées dans le choix de chaque alternative. L'interprétation du diagramme est simple, le coin en haut à droite représente une haute éco-efficience alors que le coin en bas à gauche représente une faible éco-efficience. Le centre du diagramme représente la moyenne de toutes les alternatives, et la distance par rapport à la diagonale centrale représente le score d'éco-efficience. Par exemple, sur la figure 2-6, l'alternative 1 obtient le meilleur score. Une réduction des coûts nous mènerait vers le point « Further Development » en bleu.

La représentation en diagramme est une solution intéressante non seulement à la communication des études, mais également à l'interprétation simple et rapide des résultats. D'autre part, le choix de la meilleure alternative se résume par le score minimal attribué à chaque alternative calculé selon la somme des coûts et des impacts environnementaux normalisés et agréés. De ce fait, BASF utilise l'approche de l'éco-efficience marginale de Gjalt Huppés et Ishikawa (2005b) en

appliquant un facteur de compromis 1 pour 1 entre les coûts et les impacts environnementaux normalisés.

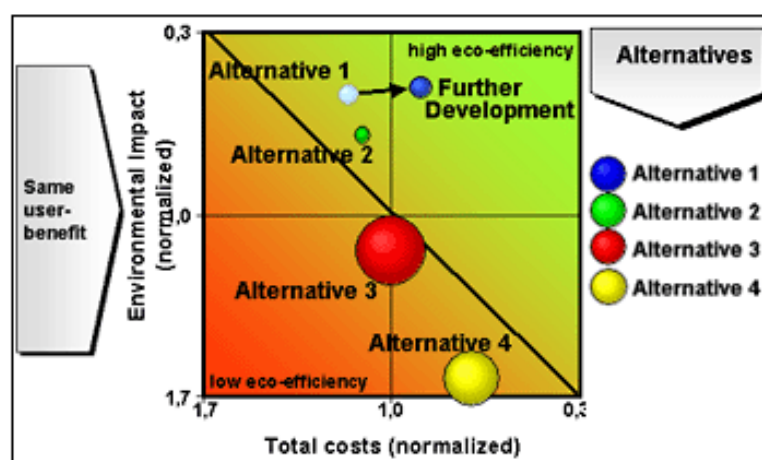


Figure 2-6 : L'éco-efficience selon BASF

Hellweg et al. (2005) utilisent un score environnemental agrégé en appliquant soit la méthode Eco-Indicateur 99 soit la méthode Ecological Scarcity (voir la section sur la quantification de la dimension environnementale ci-dessus). Ces méthodes ont l'avantage de générer un score environnemental unique, la première par la combinaison entre une fonction effets-dommages et une pondération subjective des catégories de dommage, la seconde par l'approche de la distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction. Les auteurs définissent le score d'éco-efficience par l'amélioration environnementale divisée par le coût additionnel d'une alternative par rapport à une autre. Les auteurs procèdent à un classement des systèmes de traitement de déchets comparés en fonction de leurs impacts environnementaux respectifs agrégés en un score unique, et les résultats d'éco-efficience sont exprimés en comparant les alternatives les plus polluantes aux moins polluantes. L'indicateur utilisé ici provient donc de la situation 2 du tableau 2-1. La manière dont les auteurs procèdent pour calculer les indicateurs de chaque alternative implique nécessairement une amélioration environnementale au numérateur. De plus, les situations gagnant-gagnant ne sont pas calculées, ce qui élimine l'incohérence lors de l'interprétation de l'indicateur. Néanmoins, l'indicateur utilisé dépend de la situation de référence, et vu que dans ce cas-ci, toutes les situations (hors mis la situation la moins polluante) sont utilisées comme référence, plusieurs scores d'éco-efficience sont générés pour une même option et de ce fait, le choix de la meilleure alternative dépend directement des alternatives prises en référence. De plus,

le scénario le plus polluant est directement éliminé des solutions possibles, même si ce dernier peut représenter un coût dérisoire par rapport aux autres alternatives. Comme nous l'avons expliqué ci-dessus, les indicateurs de la situation 2 du tableau 2-1 doivent être traités avec un soin particulier, car nous ne pouvons pas calculer l'augmentation ou la réduction de l'éco-efficience.

Rüdenauer et al. (2005) appliquent l'éco-efficience selon la procédure présentée à la figure 2-4 (voir ci-dessus). Ils appliquent ainsi l'AeCV et calculent un score unique par la méthode la distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction, corrigée par le temps restant pour atteindre l'objectif défini. D'autre part, l'AcCV représente les coûts du consommateur et la valeur apportée à ce dernier se traduit par la réduction de ses coûts. Dans un premier temps, les auteurs distinguent l'efficience de l'efficacité en référence au modèle de BASF. Les auteurs se basent sur le fait que selon ce modèle, une alternative ayant des impacts environnementaux faibles et un coût élevé et une alternative ayant des impacts environnementaux élevés et un coût faible ont la même éco-efficience, car les impacts environnementaux et les coûts, après normalisation, sont considérés de la même manière dans le calcul de l'indicateur. Néanmoins, le modèle de BASF et l'éco-efficience selon le WBCSD présentent les deux cette lacune. Le fait d'intégrer à la fois la dimension économique et la dimension environnementale dans l'indicateur implique qu'il peut y avoir une compensation entre les deux, que ce soit une somme ou un ratio. Nous pouvons illustrer cela par un simple exemple. Tout d'abord, définissons l'augmentation de la valeur opposée à l'augmentation des coûts. Prenons par exemple une alternative A qui engendre des impacts environnementaux de 1 unité (faibles impacts) et une valeur de 1 unité (coûts élevés), et une alternative B ayant des impacts environnementaux de 50 unités (impacts élevés) et une valeur de 50 unités (coûts faibles). L'éco-efficience selon le WBCSD donne un résultat de 1 pour l'alternative A et B. Le modèle de BASF donne un résultat de 0 unité pour les alternatives A et B (impacts environnementaux plus coûts, c'est-à-dire moins la valeur). Ce constat peut également se faire dans l'autre sens, c'est-à-dire en interprétant la valeur de l'éco-efficience du WBCSD par la réduction de coûts. Pour ce faire, une alternative de référence doit être défini, soit R, ayant des impacts environnementaux de 100 unités et des coûts de 100 unités, une alternative A ayant des impacts environnementaux de 110 unités (impacts faibles) et des coûts de 90 unités (coûts élevés) et une alternative B ayant des impacts environnementaux de 150 unités (impacts élevés) et des coûts de 50 unités (coûts faibles). L'éco-efficience selon le WBCSD donne un résultat de 1 pour

l'alternative A (10 unités de coûts réduites divisées par 10 unités d'impact environnemental additionnel) et un résultat de 1 pour l'alternative B (même raisonnement). Le modèle de BASF donne un résultat de 200 unités pour les alternatives A et B. De ce fait, les conclusions entre les deux modèles sont identiques lorsque nous prenons des coûts élevés et des impacts environnementaux faibles ou l'inverse. Néanmoins, comme nous l'avons expliqué ci-dessus, le modèle de BASF utilise l'approche de l'éco-efficience marginale de Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b) et implique en effet la poursuite d'un objectif de la manière la plus efficace possible. Rüdenauer et al. (2005) définissent l'éco-efficience de la même manière que Hellweg et al. (2005), soit l'amélioration environnementale divisée par les coûts additionnels. Il s'agit donc d'un indicateur de la situation 2 du tableau 2-1. Rüdenauer et al. (2005) définissent dans leur modèle une alternative prise en référence pour le calcul de l'indicateur. Néanmoins, ils appliquent le même indicateur à des situations de compromis (amélioration environnementale par coût supplémentaire, tel que défini par les auteurs) et à des situations gagnant-gagnant. De ce fait, le score d'éco-efficience de cette dernière situation est illustré par un signe négatif et de plus, comme nous l'avons expliqué, il ne fait pas de sens de l'interpréter. De plus, le score négatif peut également apparaître lorsqu'une augmentation des impacts environnementaux est associée à une augmentation des coûts (perdant-perdant), et le décideur ne peut plus situer les alternatives par rapport à la référence.

Suh et al. (2005) appliquent l'ETC afin d'évaluer la dimension économique de l'éco-efficience (voir la quantification de la dimension économique ci-dessus). La dimension environnementale est représentée par une catégorie d'impact donnée, caractérisée à partir des résultats d'inventaire. Afin de quantifier l'éco-efficience au niveau produit dans un contexte de petites et moyennes entreprises, les auteurs utilisent une normalisation interne en référant les scores environnementaux et économiques des alternatives au scénario de base. Comme le montrent les auteurs, ce choix est plus judicieux qu'une référence interne telle que le maximum, minimum, moyenne, etc. En effet, Norris (2001b) a montré qu'utiliser une normalisation interne combinée à une pondération indépendante du cas d'étude biaise le classement des alternatives comparées, excepté lorsqu'une situation particulière. D'autre part, Norris (2001b) rappelle que choisir une référence particulière peut mener à diviser le score d'une alternative par 0 si la référence choisie n'a pas d'impact dans une catégorie donnée par exemple. Néanmoins, l'agrégation des impacts environnementaux en un score unique réduit considérablement la probabilité d'une telle situation.

En outre, Suh et al. (2005) proposent de pondérer les impacts environnementaux et les coûts normalisés afin de déterminer la solution optimale parmi l'ensemble des solutions non dominées. Cependant, Norris (2001b) montre que le principe de congruence entre la méthode de normalisation et de pondération doit encore là être appliqué, sinon les résultats ne sont plus sensibles à la contribution de chaque dimension dans une perspective plus large .

Michelsen et al. (2006) appliquent un modèle d'éco-efficience en intégrant l'AeCV et l'AcCV. L'indicateur utilisé est la valeur de production divisée par les impacts environnementaux. L'auteur propose une astuce intéressante afin d'estimer la valeur de production par l'inverse des coûts, de ce fait, une augmentation de la valeur est synonyme de réduction de coûts et vice versa. Cette estimation permet d'utiliser un indicateur de la situation 1 du tableau 2-1 en intégrant l'AcCV (selon la somme des coûts) avec un minimum d'effort. Comme noté ci-dessus, un score unique ne fait pas apparaître les situations de compromis entre les deux dimensions de l'éco-efficience. Les auteurs proposent ainsi de présenter les résultats de manière similaire au modèle de BASF, c'est-à-dire sur un diagramme XY. Néanmoins, il est précisé que l'indicateur d'éco-efficience et l'interprétation par le diagramme ont la même signification. Un contre-exemple rapide peut être mis en évidence lorsque les données de l'article sont quelque peu modifiées. De ce fait, il s'agit de deux interprétations différentes, l'une qui s'apparente au modèle de BASF, mais qui n'intègre aucune normalisation externe des résultats, et donc pas de sensibilité à l'importance relative entre les impacts environnementaux et les coûts dans une perspective plus large, l'autre qui s'apparente à l'éco-efficience incrémentale de Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b).

2.2.3.4 Synthèse

L'éco-efficience se mesure donc selon 3 étapes, la quantification de la dimension environnementale, la quantification de la dimension économique, et enfin la mise en relation des deux dimensions pour l'éco-efficience. Ces étapes exigent néanmoins une cohérence globale afin de pouvoir interpréter les résultats.

La dimension environnementale de l'éco-efficience est généralement quantifiée par l'AeCV, tel que préconisé par la norme ISO14045. Un score environnemental unique est néanmoins préférable afin de faciliter la prise de décision. Pour ce faire, dans le contexte de notre partenaire, la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction nous semble une solution pertinente, car elle permet d'orienter les décisions par rapport à des objectifs, ce qui s'inscrit bien dans le contexte des entreprises. De plus, les méthodes de pondération monétaires présentent des incertitudes additionnelles et ne sont donc pas préconisées.

La dimension économique au niveau produit en entreprise est généralement quantifiée au moyen de l'AcCV, en faisant l'hypothèse implicite que la valeur apportée à un acteur peut être estimée par la réduction des coûts de ce dernier. Les modèles présentent plusieurs approches quant à l'expression de la réduction des coûts. Les indicateurs de la situation 1 du tableau 2-1 peuvent être utilisés en exprimant la valeur par l'inverse des coûts et les indicateurs de la situation 2 du tableau 2-1 peuvent être intéressants afin de simplifier l'étape de collecte de données (la différence des différences est égale à la différence totale entre deux alternatives). Néanmoins, ce dernier cas ne décrit pas l'éco-efficience d'une alternative, mais si une augmentation de la valeur ou une réduction des impacts est réalisée de manière efficiente (en utilisant le moins de ressources). Par ailleurs, l'approche de l'éco-efficience marginale de Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b) est intéressante puisqu'elle permet d'utiliser directement les coûts de manière cohérente dans l'interprétation de l'éco-efficience.

Nous avons vu que plusieurs méthodes existent afin de quantifier l'éco-efficience (indicateurs, diagramme XY), mais ces méthodes doivent être interprétées dans un contexte bien donné. Un lien n'est pas toujours clair entre les modèles d'éco-efficience et la stratégie d'éco-efficience entreprise. En effet, plusieurs modèles ne font que quantifier l'éco-efficience sans pour autant proposer une méthode d'interprétation (Rüdenauer et al., 2005; Suh et al., 2005). D'autres modèles proposent quant à eux une interprétation, mais le sens qui en est donné présente des problèmes de cohérence (Hellweg et al., 2005). Un des principaux objectifs de l'éco-efficience est de permettre l'interprétation de manière cohérente avec une stratégie plus large.

L'approche de l'éco-efficience marginale de Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b) est selon nous la plus pertinente, car elle permet d'interpréter les résultats en rapport avec des objectifs (facteur de compromis), tout en intégrant les coûts directement dans le calcul de l'indicateur.

2.3 Approche cycle de vie

La perspective cycle de vie est le fait de considérer le cycle de vie physique du système de produit, c'est-à-dire l'extraction des ressources, la production, la distribution, l'utilisation et la fin de vie afin de répondre à une unité fonctionnelle. Cette approche est adoptée par la plupart des modèles d'éco-efficience en entreprise au niveau produit. De plus, la perspective cycle de vie est citée à plusieurs reprises dans « Creating more value », rapport du WBCSD qui promeut l'éco-efficience (WBCSD, 2000). Cette approche doit être adoptée pour toutes les mesures d'opérationnalisation du développement durable, car elle permet d'éviter le transfert d'impacts d'une phase du cycle de vie à l'autre, ou d'un acteur à l'autre (Klöppfer, 2003). L'AeCV est l'outil le plus utilisé pour représenter cette approche d'un point de vue environnemental. D'autre part, plusieurs auteurs ont montré que dans le cadre du développement durable la dimension économique doit être évaluée selon l'AcCV, pendant économique de l'AeCV (Hunkeler & Rebitzer, 2003; Gjalte Huppel & Ishikawa, 2005b; Klöppfer, 2008; Norris, 2001a). Ces deux outils sont également les plus utilisés afin de représenter les dimensions environnementales et économiques de l'éco-efficience en entreprise au niveau produit. Néanmoins, l'AcCV a été développée bien avant l'AeCV et plusieurs modèles existent afin de répondre à des besoins divergeant. Nous allons présenter dans un premier temps un bref état de l'art de l'AeCV. Ensuite, nous allons voir quelles sont les différentes approches d'AcCV et à quels besoins elles répondent.

2.3.1 Analyse environnementale du cycle de vie

L'AeCV permet de calculer les impacts environnementaux associés à un système de produit sur tout son cycle de vie, c'est-à-dire de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie, en passant par la production et l'utilisation. L'une des premières études AeCV a été conduite par le Midwest Research Institute (MRI) pour Coca-Cola en 1969 afin d'évaluer différents contenants (J. B. Guinée et al., 2010). Cette étude a permis de quantifier les ressources, les émissions et les déchets générés par les contenants. Plusieurs études ont été menées dans les années 70 et le MRI les a nommées Analyse du Profil Environnemental et des Ressources, caractérisées par une

analyse systémique de la chaîne de production des produits du berceau au tombeau (J. B. Guinée et al., 2010). L'histoire de l'AeCV peut se décomposer en plusieurs périodes : la conception (1970 à 1990), la standardisation (1990 à 2000), l'élaboration et la divergence à nouveau (2000 à 2010) des modèles.

La période de conception est caractérisée par une grande divergence entre les résultats d'AeCV (J. Guinée, Udo de Haes, & Huppes, 1993). Malgré de premières publications sur les données nécessaires à l'inventaire du cycle de vie et une première méthode d'analyse d'impact, cette divergence a freiné l'applicabilité et l'acceptabilité plus large de l'outil (J. B. Guinée et al., 2010).

La période de standardisation est caractérisée par une croissance importante des activités scientifiques, notamment à travers plusieurs guides d'utilisation (Curran, 1996; Hauschild & Alting, 1998; R Heijungs et al., 1992; Lindfors, 1995; Vigon et al., 1992) et la publication d'études reliées à l'AeCV dans des journaux scientifiques (J. B. Guinée et al., 2010). La SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry) et ISO ont joué un rôle essentiel dans la standardisation et le développement méthodologique de l'AeCV. La SETAC a notamment publié un premier code de pratique et ISO a publié une première norme, ISO14040, qui a ensuite été révisée en 2006. De plus, l'AeCV a pris part à diverses politiques publiques, principalement pour des politiques d'emballage (European Parliament and Council, 1994; Hunkeler, Yasui, & Yamamoto, 1998). Plusieurs méthodes ont également été élaborées à cette époque, notamment la méthode CML 1992 (Hauschild & Alting, 1998; R Heijungs et al., 1992) ou encore des approches d'analyse d'impacts au niveau dommage et problèmes (MJ Goedkoop & Spriensma, 1999; Hofstetter, 1998).

La période d'élaboration est notamment caractérisée par le lancement de l'Initiative Cycle de Vie, initiée conjointement en 2002 par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et la SETAC. L'objectif de l'Initiative Cycle de Vie est de mettre en pratique la pensée cycle de vie et améliorer les outils à travers de meilleurs données et indicateurs. La pensée cycle de vie est alors de plus en plus adoptée par les politiques publiques, notamment en Europe, mais aussi dans le monde entier. Néanmoins, cette période est aussi caractérisée par une divergence des méthodes. En effet, ISO n'a jamais eu comme objectif de standardiser en détail l'AeCV. De ce fait, le standard a été interprété de diverses manières (B. Weidema, 2014) et plusieurs

approches ont été développées, notamment en ce qui concerne les frontières du système (attributionnelles et conséquentielles), les méthodes d'allocation (Finnveden et al., 2009; Zamagni et al., 2008), l'AeCV dynamique (Björk & Rasmuson, 2002; Kendall, Chang, & Sharpe, 2009; Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes, & Samson, 2010; Pehnt, 2006) ou encore l'ACV environnementale entrée-sortie (Reinout Heijungs, Koning, Suh, & Huppes, 2006; Hendrickson, Lave, & Matthews, 2010; Suh et al., 2004). De ce fait, un lien plus clair doit être fait entre les différentes approches et leur contexte d'application, et plus précisément les questions auxquelles chacune répond. En effet, des modèles plus complexes sont nécessaires à un niveau macroéconomique impliquant des effets rebonds par exemple, alors que des modèles plus simples sont nécessaires à un niveau micro-économique et dans un contexte d'aide à la décision. Le projet CALCAS (Co-ordination Action for innovation in Life Cycle Analysis for Sustainability) a produit un cadre d'analyse du cycle de vie de la durabilité, qui intègre différents modèles selon leur contexte d'application. Ce cadre intègre d'une part trois niveaux d'analyse (produit, méso, macro) et d'autre part les trois piliers du développement durable (environnement, économie, sociale) (J. B. Guinée et al., 2010). La problématique à laquelle nous tentons de répondre dans le cadre de ce mémoire s'inscrit dans un niveau « produit ». Le projet CALCAS (Zamagni et al., 2009) ainsi qu'une revue des méthodes d'analyse environnementale (Finnveden & Moberg, 2005) confirment les choix qui ont été faits concernant l'AeCV et l'AcCV afin d'évaluer les dimensions environnementales et économiques au niveau produit dans le cadre de l'éco-efficience pour le développement durable.

2.3.2 Analyse des coûts du cycle de vie

2.3.2.1 Histoire et approches

L'AcCV permet de calculer tous les coûts reliés à un bien ou un service tout le long de son cycle de vie. L'analyse des coûts du cycle de vie est utilisée pour des décisions de conception, de développement et d'achat de produits, procédures, activités, et l'analyse des politiques qui leur sont reliées (Gjalt Huppes et al., 2004). La définition des coûts est généralement laissée libre à

son utilisateur, les économistes considèrent les coûts comme des revenus impayés, les entreprises comme des dépenses pour l'acquisition d'un produit ou de facteurs de production, les consommateurs et les gouvernements comme des dépenses de budget et enfin les partisans de la théorie du bien-être se réfèrent à la fonction d'utilité (Gjalt Hupples et al., 2004).

Le cycle de vie est également considéré différemment d'un contexte à l'autre. Deux perspectives prévalent : le cycle de vie physique (extraction des matières premières, production, transport, utilisation, fin de vie) et le cycle de vie basé sur la maturité de marché (introduction, développement, saturation, déclin).

Il en résulte des définitions et des modèles différents d'AcCV selon l'application qui en est faite. Plusieurs études ont montré l'existence de 3 types d'AcCV (Hunkeler et al., 2008; Gjalt Hupples et al., 2004; Testa, Iraldo, Frey, & O'Connor, 2011). La terminologie de Hunkeler et al. (2008), basée sur une étude de 33 cas, est celle qui sera retenue dans ce mémoire :

- L'AcCV conventionnelle (aussi appelée AcCV d'entreprise, de budget, peut également inclure l'AcCV de comptabilité managériale)
- L'AcCV environnementale (aussi appelée AcCV de type AeCV)
- L'AcCV sociétale (aussi appelée AcCV de type analyse coûts-avantages)

Nous allons passer brièvement en revue chaque type d'AcCV afin d'en expliquer les motivations.

2.3.2.1.1 L'AcCV conventionnelle

L'AcCV conventionnelle est utilisée longtemps avant l'émergence du développement durable et de la pensée cycle de vie. Les premières applications des principes de l'AcCV se situent dans les années 1930 aux États-Unis (Hunkeler et al., 2008). Les coûts d'opérations et de maintenance étaient alors considérés lors de l'achat de tracteurs par le General Accounting Office. Les premiers domaines d'application sont la construction, l'énergie, le transport à coûts d'investissements élevés (aérospatial) et l'équipement militaire (Sherif & Kolarik, 1981). Nous retrouvons ainsi des projets à hauts investissements ayant une longue durée de vie.

L'introduction de l'outil dans les pratiques est poussée par les gouvernements, et notamment le gouvernement américain (Society of Automotive Engineers [SAE], 1992b; US Department of Defence [US DoD], 1973). Il est rapidement repris par le domaine privé (B. Dhillon, 1989;

Hunkeler et al., 2008). Le premier concept que nous retrouvons dans littérature qui ressemble le plus à l'AcCV est celui de Blanchard (1978), ensuite raffiné par Blanchard et Fabrycky (1998). Il existe alors deux formes de motivations pour son utilisation. La première est que les coûts des décisions d'achat ne doivent pas seulement être basés sur les coûts d'acquisition, mais doivent aussi inclure les coûts d'opération et de maintenance. La seconde est d'optimiser l'allocation du budget sur le cycle de vie du système (Hunkeler et al., 2008).

Le concept a bien évolué depuis, et l'outil s'est sophistiqué. Nous retrouvons des modèles dans plusieurs normes (Australian/New Zealand Standard, 1999; International Electrotechnical Commission, 2004; ISO, 2000-2001; ISO, 2008; SAE, 1992a; SAE, 1992b; US DoD1973), mais aussi dans la littérature (Australian Department of Defense, 1998; B Dhillon, 2013; Fuller & Petersen, 1996). Néanmoins, le développement de l'outil est limité par des modèles spécifiques à certaines applications (Hunkeler et al., 2008). Il y a donc un besoin pour un cadre d'analyse plus largement applicable. Néanmoins, ce dernier point est compensé par le fait qu'un tel cadre peut être jugé inefficace et incompatible une fois appliqué à un système de coûts qui est spécifique à chaque organisation (Hunkeler et al., 2008).

Deux méthodes peuvent s'apparenter à l'AcCV conventionnelle. La première est le Coût Total de Possession (CTP) qui s'en rapproche, mais considère néanmoins des coûts additionnels tels que les coûts d'opportunité d'une mauvaise qualité du produit (Ellram, 1995). La seconde, la comptabilité par activité (CPA), permet d'associer des coûts indirects à des activités (Roztocki, 1998). Néanmoins, la CPA n'adopte pas la perspective cycle de vie et ne peut ainsi être qualifiée d'AcCV. Nous verrons par la suite comment la CPA peut être associée à l'AcCV pour en améliorer l'efficacité.

2.3.2.1.2 *L'AcCV environnementale*

Plusieurs motivations ont poussé l'AcCV environnementale à voir le jour. Les limites de l'AcCV conventionnelle concernant les considérations environnementales dans une optique de développement durable, qui après la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED) en 1992 à Rio a été relevée comme l'un des enjeux majeurs du 21^e

siècle, est l'une des principales. Par exemple, les politiques environnementales sont sous la pression des marchés pour premièrement diminuer leurs coûts, et deuxièmement diminuer l'impact de ces dernières sur les entreprises qui, par le mécanisme d'internalisation, perdent de la compétitivité, en comparaison par exemple à d'autres pays où ces politiques ne sont pas appliquées (Gjalt Huppes et al., 2004). Les considérations environnementales sont souvent vues par les entreprises comme un frein à leur développement (Hunkeler & Rebitzer, 2003). Ces dernières traduisent traditionnellement les coûts de gestion environnementale en frais généraux qui sont ensuite alloués à des centres de coûts (Hunkeler et al., 2008). L'AcCV environnementale est alors vue comme un moyen de transférer ces coûts indirects (par exemple de l'unité Santé, sécurité et environnement) à des considérations directes de production, d'actifs et de passifs (Hunkeler & Rebitzer, 2003). Ainsi, une comptabilité totale des coûts indirects, qui contribuent en grande partie aux coûts du cycle de vie de certains systèmes de produit (Hunkeler et al., 2008), donnerait un avantage compétitif aux entreprises, une diminution des risques associés aux crédits, et enfin une amélioration de l'image (Hunkeler & Rebitzer, 2003). Ces coûts indirects peuvent être comptabilisés par la CPA dans le cadre d'une AcCV (Kreuze & Newell, 1994).

La Gestion du Cycle de Vie (GCV) a pour principal objectif de mettre en pratique le développement durable. La GCV permet l'application d'outils ayant une perspective cycle de vie au niveau stratégique et opérationnel des organisations afin d'améliorer les produits sur les trois piliers du développement durable. Le cadre tel qu'avancé par les Nations Unies en 1992 n'étant pas précis (Rebitzer & Hunkeler, 2003), la boîte à outils de la GCV tente de rendre accessible, quantifiable et opérationnelle la notion du développement durable. L'AcCV environnementale est souvent présentée comme le pilier économique du développement durable dans la boîte à outils de la GCV (Remmen, Jensen, & Frydendal, 2007).

Cela nous permet d'avancer une autre limite de l'AcCV conventionnelle qui est le manque de compatibilité du modèle avec l'AeCV. En effet, l'AcCV conventionnelle est généralement appliquée sur une unité de produit alors que l'AeCV utilise l'approche par unité fonctionnelle. De plus, l'AcCV conventionnelle utilise généralement une modélisation dynamique et plus complexe tandis que l'AeCV utilise généralement une approche statique. Ce manque de compatibilité ne permet pas la comparaison d'un même système de produit sur 2 des 3 piliers du développement durable, et donc la mise en relief de compromis et de situations gagnant-gagnant, comme prescrit par les principes de la GCV. Selon Rebitzer et Seuring (2003), lorsque l'AeCV et l'AcCV sont

conduites de façon intégrée avec une perspective de système, il y a un fort potentiel pour amener les pratiques industrielles vers le développement durable.

2.3.2.1.3 *L'AcCV sociétale*

L'AcCV sociétale a pour but de connaître les impacts sociétaux sur les individus en terme monétaire à travers le cycle de vie d'un système de produit. L'outil trouve ses fondements dans l'analyse coûts-avantages (en anglais, Cost-Benefit Analysis). Cette dernière a été développée dans le but d'aider les gouvernements à décider entre plusieurs investissements publics majeurs (Hunkeler et al., 2008). Les premières applications sont celles de la reconstruction du Tennessee Valley aux États-Unis (années 1940) ou encore celle de la rénovation aux Pays-Bas d'une digue dans la mer en 1953 (Tinbergen, 1961). Aux États-Unis, l'ordre exécutif du président Reagan en 1980 suivi de celui de Clinton en 1993 intègre la phase d'utilisation dans la législation pour des investissements publics.

Le développement de l'outil s'est orienté vers la quantification des effets intangibles en termes monétaires, sous une ou plusieurs mesures. L'AcCV sociétale prend en compte tous les coûts associés à tous les acteurs dans la société sur le cycle de vie d'un système de produit. Ainsi, les impacts environnementaux et sociaux sont convertis en unité monétaire et sont ajoutés aux flux monétaires réels (Bickel et al., 2005). Néanmoins, Hunkeler et al. (2008) remarquent d'une part qu'il existe une grande quantité d'impacts environnementaux et sociaux qui peuvent être converties et d'autre part, cette conversion ne sera faite que pour les impacts qui ont été identifiés. De plus, l'obtention d'un score unique implique non seulement une augmentation de l'incertitude, par exemple lors de la conversion des impacts sociaux en terme monétaire, mais également une perte de la transparence des résultats. Sur ce dernier point, la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) note que le développement durable ne peut être analysé et balancé que si les dimensions économiques, environnementales et sociales demeurent distinctes (CMED, 1987). De ce fait, les résultats de l'AcCV sociétale devraient être désagrégés selon ces trois dimensions (Ackerman & Heinzerling, 2004).

2.3.2.1.4 *Synthèse*

Nous avons vu que les trois approches d'AcCV décrites ci-dessus répondent à des problématiques différentes. En effet, l'AcCV conventionnelle répond d'avantage à des problématiques d'affaires, l'AeCV environnementale à des problématiques économiques dans le cadre du développement durable et l'AcCV sociétale à des problématiques d'ordre public avec une perspective sociétale. D'autre part, dans le cadre de l'éco-efficience, les dimensions économiques et environnementales doivent être cohérentes et distinctes, l'AcCV sociétale ne peut donc être utilisée dans ce contexte. Par ailleurs, l'AcCV conventionnelle présente des limites concernant la compatibilité des modèles avec l'AeCV et de ce fait n'est pas utilisée également. Nous proposons donc l'AcCV environnementale afin d'évaluer la dimension économique de l'éco-efficience. Nous présentons plus en détail dans les prochaines sections le cadre d'analyse de l'AcCV environnementale.

2.3.2.2 **Développement de l'AcCV environnemental**

L'analyse des coûts du cycle de vie (AcCV), comme nous l'avons vu dans son histoire (section 2.3.2.1), est un outil de gestion des coûts qui s'adresse en premier aux entreprises et gouvernements, ce qui a poussé au développement de l'AcCV conventionnelle et sociétale. L'AcCV a donc émergé bien avant les concepts de développement durable, de pensée cycle de vie et de GCV. L'émergence de ces concepts, eux-mêmes poussés par les enjeux environnementaux de notre ère, a incité les praticiens de l'AeCV à s'approprier de l'AcCV afin de combiner ces 2 outils dans une perspective de GCV et de développement durable. L'un des principaux enjeux est donc d'adresser un cadre qui permette d'adapter cet outil à des considérations de développement durable, cohérent dans la boîte à outils de la GCV. Nous allons voir dans cette section quels sont les problèmes à adresser un tel cadre, et comment certains auteurs ont tenté d'y répondre.

Gjalt Huppel et al. (2004) ont publié un rapport sur l'AcCV et l'environnement et présentent 8 méthodes d'agrégation des coûts :

- (1) La valeur actuelle nette : Somme de la valeur présente des flux monétaires positifs et la valeur présente des flux monétaires négatifs
- (2) Le coût statique (CS) ou le coût annuel moyen (CAM) : Somme des coûts annuels du système de produit divisé par le nombre d'années fonctionnelles. CS s'applique lorsque le nombre d'années est infini.
- (3) L'annuité pour la durée de vie : Montant annuel constant payé sur une période limitée
- (4) L'annuité éternelle : Montant annuel constant payé sur une période infinie
- (5) Taux de rendement interne : Calcule le taux d'actualisation pour lequel la valeur actuelle nette est égale à zéro
- (6) Profit : Bénéfices moins les coûts
- (7) Délai de recouvrement : Délai nécessaire pour recouvrer l'investissement initial
- (8) Ratio coût-bénéfice : Ratio de la valeur actuelle des coûts sur la valeur actuelle des bénéfices

Les méthodes d'agrégation ci-dessus font ressortir deux éléments importants à considérer lors d'une AcCV. Le premier est le taux d'actualisation, qui doit être défini dans les méthodes (1), (3), (4), (5) et (8). Le second est la définition des coûts et des bénéfices, qui doivent être distinctement définis pour les méthodes (5), (6), (7) et (8). Lorsque les coûts uniquement sont considérés et que le décideur tient compte de la valeur de l'argent dans le temps, seules les méthodes (1), (3) et (4) peuvent être utilisées. De plus, dans un contexte d'entreprise, la méthode (4) n'est pas pertinente.

Rebitzer (2002) présente un modèle embryonnaire d'AcCV environnementale. L'auteur s'accorde avec le cadre de la GCV en se référant au cycle de vie physique du système de produit, tel que défini en AeCV. Ainsi, les coûts d'utilisation et de fin de vie sont ajoutés aux coûts de production. Considérer ces coûts permet également d'obtenir un avantage compétitif, en réduisant par exemple les coûts d'utilisation (prix de vente plus élevé) ou les coûts de fin de vie (prix de vente plus élevé ou responsabilité élargie du producteur). En plus des coûts directement reliés aux processus physiques, d'autres coûts tels que le travail, la gestion du savoir ou encore les coûts de transaction doivent être considérés (entre autres les coûts de recherche et développement). L'auteur présente ainsi un lien entre l'Inventaire du Cycle de Vie (ICV), étape de collecte des données de l'AeCV, et l'AcCV. En effet, lors d'une AeCV, un grand nombre d'informations est collecté afin de décrire (en détail) le cycle de vie physique du produit. Ainsi, pour calculer les coûts du cycle de vie, seules quelques informations supplémentaires sont nécessaires, et de ce

fait, un effort minimal est requis. Ce modèle est ensuite affiné par Rebitzer (2005) et repris par Hunkeler et al. (2008).

Pour que l'AcCV soit cohérente avec l'AeCV, Rebitzer note que les deux analyses doivent présenter les mêmes frontières du système. De plus, la définition de l'unité fonctionnelle doit être identique à celle de l'AeCV, de même que les flux de références. Comme nous l'avons noté ci-dessus, le cycle de vie en AcCV basée sur l'ICV doit représenter le cycle de vie physique du produit utilisé en AeCV. Néanmoins, le cycle de vie de l'AcCV débute généralement avant celui de l'AeCV et inclut la phase de Recherche et Développement (R&D). Ceci ne viole pas la condition des frontières du système de l'AcCV environnementale puisque la phase R&D peut être considérée comme étant incluse en AeCV, mais souvent négligé, car les impacts générés lors de cette étape sont minimes par rapport à la production de grands volumes, de même pour certaines activités qui peuvent être incluses dans une analyse et pas l'autre (le marketing par exemple). Ainsi, le système de modélisation et les champs d'études des deux analyses peuvent être différents, sans pour autant violer la condition de frontières du système de l'AcCV environnementale. La terminologie en AeCV (ISO14040), notamment pour l'unité fonctionnelle et les flux de référence, peut être transposée à l'AcCV basée sur l'ICV.

Rebitzer note que l'AcCV environnementale est un outil de nature comparative. De ce fait, seuls les coûts qui diffèrent d'une alternative à l'autre sont à prendre en considération. L'outil permet ainsi « d'améliorer un produit, un processus ou un service dans le sens d'amélioration continue et/ou benchmark contre des alternatives, où juste les différences de coûts sont importantes » [Traduit de Rebitzer (2005)]. Néanmoins, ce dernier point n'est pas compatible avec les indicateurs d'éco-efficience de la situation 1 présentés au tableau 2-1. L'AcCV n'est donc pas un outil qui permette l'allocation des frais généraux, tant qu'ils ne sont pas différents d'une alternative à l'autre, et ainsi ne remplace pas les outils de gestion des coûts tels que la CPA. Cependant, la CPA peut faire partie de l'AcCV environnementale afin d'identifier quels sont les inducteurs de coûts d'un système de produit (Kreuze & Newell, 1994). Finalement, l'auteur propose d'appliquer un taux d'actualisation égale à 0% pour les projets dont la durée de vie n'excède pas 1 an. Pour les autres projets, différentes solutions sont proposées puisqu'il n'y a pas de méthode scientifique permettant de déterminer un taux d'actualisation, ce dernier impliquant des choix de valeur et de préférences temporelles. Généralement, un taux de 5%, avec une analyse de sensibilité entre 0% et 10%, basé sur une analyse de plusieurs études de cas et

cohérent avec les taux utilisés dans des institutions nationales et supranationales, peut être appliqué (Rebitzer, 2005).

W.-P. Schmidt (2003) montre que les incertitudes en AcCV, lorsque le système à l'étude est influencé par des paramètres du marché, peuvent être plus importantes que les incertitudes en AeCV. En effet, certains paramètres, tels que les salaires, le taux d'actualisation, la concurrence ou encore les changements de prix entre différentes régions et dans le temps, influencent l'incertitude en AcCV sans nécessairement influencer l'incertitude en AeCV. De plus, appliquées dans un contexte d'écoconception et d'innovation, les incertitudes sont encore plus importantes lorsqu'on considère l'utilisation et la fin de vie. Ainsi, l'AcCV est un outil d'estimation grossière des coûts du cycle de vie qui doit être utilisé avec précaution par des experts en finance ou en cycle de vie. W.-P. Schmidt (2003) énonce également les raisons pour lesquelles on applique un taux d'actualisation. Entre autres, il y a la productivité du capital (coûts d'opportunité), l'incertitude ou encore la préférence du décideur concernant le temps. De ce fait, W.-P. Schmidt (2003) utilise la valeur actuelle nette afin d'évaluer les coûts du cycle de vie actualisés.

Rebitzer et Hunkeler (2003) proposent un cadre conceptuel de l'AcCV environnementale (voir figure 2-8). Les auteurs font la distinction entre les frontières économiques et les frontières sociales et naturelles. Ces frontières, à ne pas confondre avec les frontières du système de produit, définissent la limite entre les coûts internes et les coûts externes. Les coûts internes sont définis comme étant les coûts assumés par un des acteurs directement impliqués sur le cycle de vie du produit (producteur, transporteur, consommateur ou une autre partie prenante) qui paie pour la production, l'utilisation ou la fin de vie de ce dernier. Ces coûts sont reliés aux coûts de marché. Les coûts externes sont les effets environnementaux, sociaux ou financiers qui sont monétisés, mais non directement facturés à l'entreprise, au consommateur ou au gouvernement qui produisent, utilisent et gèrent le produit (le terme produit est en référence à des biens tout comme à des services) (Rebitzer & Hunkeler, 2003).

Les auteurs proposent également une définition de l'AcCV environnementale, basée sur l'hypothèse d'un marché non régulé et de l'application d'une AeCV en parallèle. Ces hypothèses sous-entendent que, considérant le cadre conceptuel de la figure 2-7, il peut y avoir un double comptage d'effets externes qui sont internalisés via des taxes et des subventions éventuelles. Si on prend l'exemple des émissions de carbone, ces dernières peuvent à la fois être comptabilisées

par l'AeCV, mais également par l'internalisation de taxes actuelles ou futures. La définition, proposée sur la base celle de Blanchard et Fabrycky 1998, est la suivante :

[...] one can define LCC as an assessment of all costs associated with the life cycle of a product that are directly covered by the any one or more of the actors in the product life cycle (supplier, producer, user/consumer, EOL-actor), with complimentary inclusion of externalities that are anticipated to be internalized in the decision-relevant future (Rebitzer & Hunkeler, 2003).

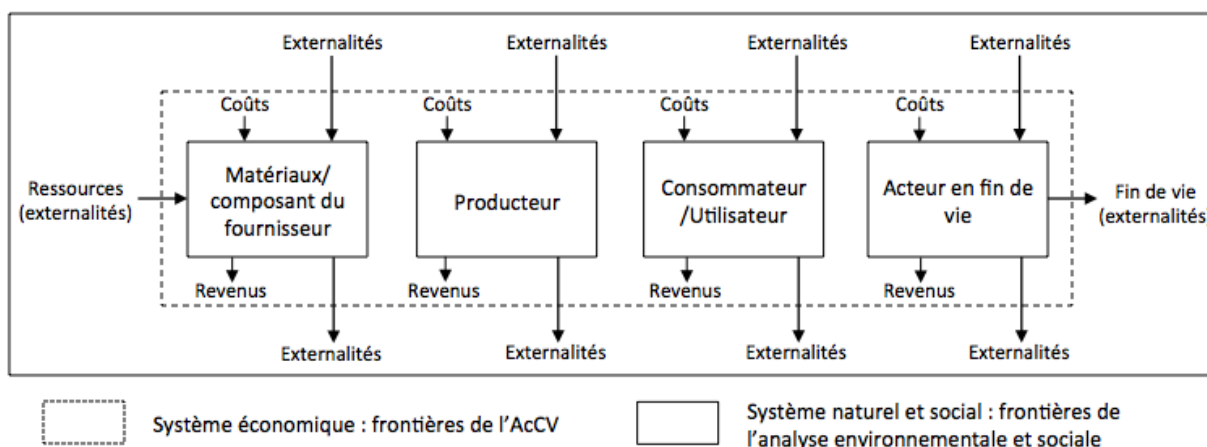


Figure 2-7 : Cadre conceptuel de l'AcCV environnemental adapté de Rebitzer et Hunkeler (2003)

Selon les auteurs, l'AcCV environnementale permet de déterminer la faisabilité d'une option avec une bonne performance environnementale et sociale. De plus, ils ajoutent que dans le cadre de la GCV, l'AcCV environnementale ne peut être utilisée comme indicateur unique, mais doit être accompagnée d'une analyse environnementale et sociale. L'AcCV environnementale intègre les externalités qui sont pertinentes pour la prise de décision et anticipées à être internalisées. Les auteurs font ainsi un compromis entre un double comptage total des impacts et la négligence de toutes les externalités. Par ailleurs, les auteurs mettent en évidence l'existence de valeur ajoutée sur le cycle de vie d'un produit, qui n'a pas d'équivalent en AeCV. La valeur ajoutée représente la valeur économique ajoutée par une entreprise, ce qui peut se calculer par la différence entre la valeur de production (incluant le profit) et le coût des consommations intermédiaires. De ce fait, tous les coûts sur le cycle de vie ne peuvent être sommé puisque les coûts d'un acteur sont les revenus d'un autre. Cela met donc en avant la question de la perspective à adopter lorsque l'AcCV environnementale est appliquée, qui selon la définition présentée, doit prendre en compte tout le cycle de vie du produit.

Selon les auteurs, la perspective de l'analyse détermine le niveau de détail qu'il faut avoir à chaque étape du cycle de vie. Ceci revient à dire qu'il faut conduire une AcCV à chaque étape du cycle de vie, mais en utilisant un niveau de détail plus ou moins important selon la perspective et l'objectif de l'étude (Seuring, 2002).

Le groupe de travail sur l'AcCV de la SETAC publie en 2008 un livre sur l'AcCV environnementale. Le livre reprend le contenu scientifique généré par le groupe de travail et par la littérature pour proposer un premier cadre conceptuel et méthodologique de l'AcCV environnementale, le but ultime étant la publication d'une norme telle qu'ISO 14040/44 pour l'AeCV. Les différents types d'AcCV tels que définis ci-dessus y sont présentés, de même que les différentes dimensions des modèles d'AcCV telles que présentées par Gjalt Huppes et al. (2004). La méthodologie de l'AcCV environnementale, ainsi que la procédure de calcul sur la base de l'ICV, sont principalement reprises de Rebitzer (2005) et de la littérature subséquente. Nous retrouvons par ailleurs une distinction entre l'AcCV de planification et l'AcCV d'analyse, la première est prospective et s'applique dans la phase de conception ou de planification d'un produit, la seconde est rétrospective et est utilisée pour contrôler et gérer les coûts, mais aussi pour récolter de l'information pour de nouveaux produits. L'AcCV prospective implique par sa nature même plus d'incertitudes dans les données, mais est préférable dans un contexte environnemental, car les coûts, comme les impacts environnementaux, sont déterminés pour la plupart dès la phase de conception (Rebitzer, 2005). D'autre part, les auteurs notent qu'il est pertinent d'utiliser l'AcCV environnementale en complémentarité avec la CPA afin de diminuer les frais généraux à allouer. Ce faisant, la CPA peut être appliquée afin de transformer ces frais en coûts directs, et ainsi diminuer la part des frais généraux qui, selon l'étude des cas présentée dans le chapitre 6 du livre, peut représenter plus de 50% des coûts du cycle de vie.

La SETAC publie également en 2011 un code de pratique sur l'AcCV environnemental (Swarr et al., 2011). La procédure d'AcCV environnemental est calquée sur celle de l'AeCV, seule l'évaluation des impacts n'est pas incluse, car en AcCV, la seule unité considérée est la monnaie. On retrouve ainsi les étapes suivantes : définition des objectifs et champ d'étude, inventaire économique du cycle de vie, interprétation, rapports et revue critique. D'autre part, les auteurs du code de pratique notent que la prise de décision peut se faire en tenant compte d'une partie prenante en particulier, selon les objectifs de l'étude, tout en informant les autres parties prenantes sur leurs coûts.

2.4 L'AeCV, l'AcCV et l'éco-efficience dans le domaine aéronautique

En aéronautique, et plus généralement dans le secteur du transport, la pensée cycle de vie est essentielle, car d'une part les produits ont une longue durée de vie et d'autre part la phase d'utilisation représente un grand contributeur aux coûts et aux impacts environnementaux totaux. Les politiques des grands fabricants en aéronautique présentent le cycle de vie de l'aéronef comme le cœur de leurs initiatives environnementales. En effet, nous pouvons lire sur le site d'Airbus « Airbus develops eco-efficient solutions at every stage of the aircraft life-cycle » (Airbus, 2014) et sur le site de Boeing « The company takes into account environmental performance at every step of a product's life cycle — from materials, design and manufacturing, through in-service use and end-of-service recycling and disposal. We call this strategy Design for Environment » (Boeing, 2014).

L'AeCV est la méthode la plus utilisée dans l'industrie pour évaluer les impacts environnementaux sur le cycle de vie d'un produit (Witik et al., 2012). L'AeCV a particulièrement été promue dans le secteur automobile dans le cadre de l'ingénierie du cycle de vie (LCE) (Finkbeiner, Ruhland, Cetiner, Binder, & Stark, 2000; Ribeiro, Peças, Silva, & Henriques, 2008; Wanyama, Ertas, Zhang, & Ekworo-Osire, 2003). Le LCE est une méthode qui permet d'évaluer un produit sur les dimensions économiques, environnementales et techniques tout au long de son cycle de vie. L'AeCV et l'écoconception y sont notamment promues. Dans le domaine aéronautique, plusieurs études d'AeCV ont porté sur la sélection de matériaux (Lohner et al., 2011; R. B. H. Tan & Khoo, 2005; X. Tan et al., 2008; Witik et al., 2012), des alternatives de carburant (Koroneos, Dompros, Roumbas, & Moussiopoulos, 2005; Nanaki & Koroneos, 2012; Payan, Kirby, Justin, & Mavris, 2014; Pereira, Fontes, & Coelho, 2014), des moteurs (Hendershot, 2014) ou encore spécifiques à la fin de vie (Eckelman et al., 2014). Quelques-unes ont également été réalisées sur des aéronefs entiers (Howe, Kolios, & Brennan, 2013; Kafyeke, 2012).

L'AcCV, comme nous l'avons exposé ci-dessus, a été introduite bien avant l'AeCV. L'AcCV conventionnelle est la méthode principalement utilisée dans le domaine aéronautique pour évaluer les coûts du cycle de vie (B Dhillon, 2013; Gregory, 1992; SAE, 1992b; X. Tan et al., 2008; Marco Weiss, Dzikus, Sun, & Center, 2012). Certains modèles ont été développés pour des composantes spécifiques (SAE, 1986, 1997; Wong, Scanlan, & Eres, 2008) tandis que d'autres se concentrent sur certaines catégories de coûts, par exemple la maintenance (Glade, 2005; Society of Automotive Engineers, 2010). Le modèle de LCE de Ribeiro et al. (2008) intègre l'AcCV pour évaluer la dimension économique sur tout le cycle de vie du produit, mais pondère les phases du cycle de vie en donnant plus d'importance à la production. Par ailleurs, seules quelques études utilisent l'AcCV environnementale (Rebitzer, 2002). Selon W.-P. Schmidt (2003), l'AcCV est d'autant plus importante pour les produits dont la consommation énergétique est le principal contributeur aux impacts environnementaux, car dans ce cas les coûts et les impacts environnementaux sont souvent affectés simultanément et positivement dans la même direction.

L'éco-efficience dans le domaine aéronautique est présente en terme de stratégie, mais non en terme de méthode d'évaluation quantitative. En effet, le WBCSD a défini l'éco-efficience comme une philosophie de gestion. Ainsi, Airbus utilise par exemple l'éco-efficience comme stratégie environnementale (Airbus, 2014). Par ailleurs, Air Canada qualifie le Dreamliner 787 d'éco-efficient, se référant ainsi à un état d'éco-efficience. On peut également lire dans le rapport d'innovation environnementale d'Airbus « *The A350 XWB has been designed to be eco-efficient from gate to gate* » (Airbus environment, 2013), se référant également à un état d'éco-efficience or, la récente norme ISO 14045 spécifie que l'éco-efficience est un concept relatif et un système de produit ne peut être que plus ou moins éco-efficient qu'un autre système de produit (ISO, 2012). L'éco-efficience dans ce domaine est généralement vue comme la réduction simultanée des émissions et des coûts, ce qui se fait généralement par une réduction du poids de l'aéronef. Néanmoins, il existe quelques modèles. D'Agosto et Ribeiro (2004) appliquent une stratégie d'éco-efficience, appelée Programme de Gestion de l'Éco-Efficience, sur une flotte de véhicules supportant les opérations au sol des avions, et quantifient ensuite les résultats en rapportant la valeur créée en terme de capacité de transport sur des aspects environnementaux, mais aussi les coûts. Toutefois, en utilisant ce dernier indicateur, la définition de l'éco-efficience est altérée en omettant la dimension environnementale. Selon nous, le modèle qui se rapproche le plus de la quantification de l'éco-efficience telle que présentée ci-dessus est celui de M. Weiss, Gmelin,

Sun, et Dzikus (2011). Ce modèle utilise une méthode d'aide à la décision multicritère nommée TOPSIS. Cette méthode permet de choisir une alternative en fonction de son rapprochement à la situation idéale et son éloignement à la pire situation parmi les alternatives comparées. Le modèle applique TOPSIS à différents impacts environnementaux, mais aussi entre le critère environnemental, économique et social. Néanmoins, deux limites peuvent être présentées, la première est qu'une pondération subjective entre les critères de décisions doit être faite, la seconde est que la normalisation de la méthode TOPSIS ainsi que les pires alternatives et les alternatives idéales sont définies selon les alternatives comparées. Dans ce cas, le principe de congruence entre la pondération et la normalisation doit être appliqué.

2.5 Conclusions

Nous avons principalement abordés dans ce chapitre les notions de développement durable, d'éco-efficience, d'AcCV et d'AeCV sous le chapeau de l'approche cycle de vie au niveau produit.

Nous avons vu que des pratiques plus durables peuvent être amenés au niveau de la conception de produits par l'application de l'éco-efficience. Plusieurs modèles sur la quantification de l'éco-efficience au niveau produit ont été présentés. La plupart utilisent l'AeCV et l'AcCV afin de quantifier respectivement les dimensions environnementale et économique de l'éco-efficience. Il en ressort néanmoins un manque de guidance et surtout de cohérence pour la prise de décision entre différentes alternatives de conception. Les approches de Huppès et Ishikawa (2005b) présentent toutefois une bonne base de réflexion pour développer notre modèle, notamment par l'approche de l'éco-efficience marginale.

D'autre part, l'AcCV environnemental est la forme d'AcCV la plus pertinente afin d'évaluer la dimension économique de l'éco-efficience car il permet de maintenir facilement la cohérence entre les deux dimensions de l'éco-efficience.

Finalement, nous avons vu que le domaine aéronautique utilise principalement l'AcCV conventionnel pour évaluer les coûts et l'AeCV pour évaluer les impacts environnementaux de leurs produits. L'éco-efficience est par ailleurs utilisé comme philosophie de gestion et n'est pas

appliqué en termes quantitatifs comme nous avons pu le voir dans les modèles présentés précédemment.

CHAPITRE 3 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

Nous présentons dans cette section la problématique de recherche à laquelle nous tentons de répondre. Nous détaillons ensuite les objectifs et la démarche avec laquelle nous proposons d'y répondre.

3.1 Problématique

Le domaine aéronautique prévoit une croissance d'environ 3% par année, et la contribution du secteur aux impacts environnementaux à l'échelle mondiale, notamment en termes de réchauffement climatique, sera de plus en plus importante. PCA utilise l'AeCV afin d'aider les différents départements de l'entreprise à réduire les impacts environnementaux de ses produits. Néanmoins, les résultats de coûts priment sur les résultats et la fonction d'aide à la décision de l'outil est laissée pour compte. Une des raisons principales à cela est que les résultats d'AeCV ne sont pas facilement associables aux coûts sur lesquels la priorité est de mise comme dans toute entreprise à but lucratif. De plus, les outils existants qu'utilise notre partenaire pour estimer les coûts ne sont pas cohérents avec l'AeCV en termes de ce qui est mesuré et comment est-ce que c'est mesuré créant ainsi un biais lors de la prise de décision si toutefois les approches étaient intégrées d'une manière ou d'une autre. Par exemple, calculer les retombées économiques sur les ventes en conséquence d'une variation des coûts d'utilisation n'est pas cohérent avec une AeCV attributionnelle. D'autre part, des modèles de coûts qui sont limités aux coûts internes de PCA ne permettent pas révéler des opportunités de réduction de coûts pour l'opérateur qui est un acteur au premier plan sur la chaîne de valeur des avions. PCA veut ainsi mettre en relation la dimension environnementale évaluée par l'AeCV avec la dimension économique de manière systématique sur le cycle de vie des produits afin d'apprendre sur les coûts supportés par l'ensemble des acteurs de la chaîne de valeur des produits de manière cohérente avec l'AeCV et aider à la conception de produits sur la base des critères environnementaux et économiques. Pour ce faire, nous avons montré dans le chapitre 2 que l'AcCV environnementale et l'AeCV associées

dans une perspective d'éco-efficience permettent de quantifier les impacts environnementaux et les coûts sur le cycle de vie et d'interpréter les résultats sur la base des deux critères.

Afin de mieux comprendre la problématique ci-dessus, nous étudions l'impression 3D comme mode de production d'un bloqueur de portes d'un aéronaf en alliage de titane comme cas d'application du modèle d'éco-efficience proposé. Les coûts de production de l'impression 3D sont a priori plus élevés que les modes de production par usinage, mais appliqués dans le domaine aéronautique, des réductions de coûts sur le cycle de vie peuvent apparaître.

Dans le cadre de cette maîtrise, nous tentons de répondre aux questions de recherche suivantes :

Q1 : Quel modèle d'éco-efficience permet de répondre aux problématiques de développement durable dans le contexte de notre partenaire dans le domaine aéronautique ?

Q2 : Comment l'AcCV et l'AeCV, deux composantes du modèle d'éco-efficience, peuvent-elles être réalisées de manière cohérente dans le contexte de notre partenaire ?

Q3 : Quelles sont les différences de coûts et d'impacts environnementaux entre l'impression 3D et le mode de production traditionnel sur le cycle de vie d'une composante métallique d'un aéronaf ?

Q4 : Est-ce que le modèle d'éco-efficience que nous proposons permet de montrer que l'impression 3D est un mode de production préférable aux modes de production par usinage pour fabriquer un bloqueur de portes d'un aéronaf en alliage de titane ?

3.2 Objectif et démarche

L'objectif de ce mémoire est de répondre aux défis de notre partenaire quant à l'opérationnalisation des enjeux de responsabilité sociale et environnementale auxquels il est soumis. Pour ce faire, nous proposons une approche en quatre étapes (figure 3-1).

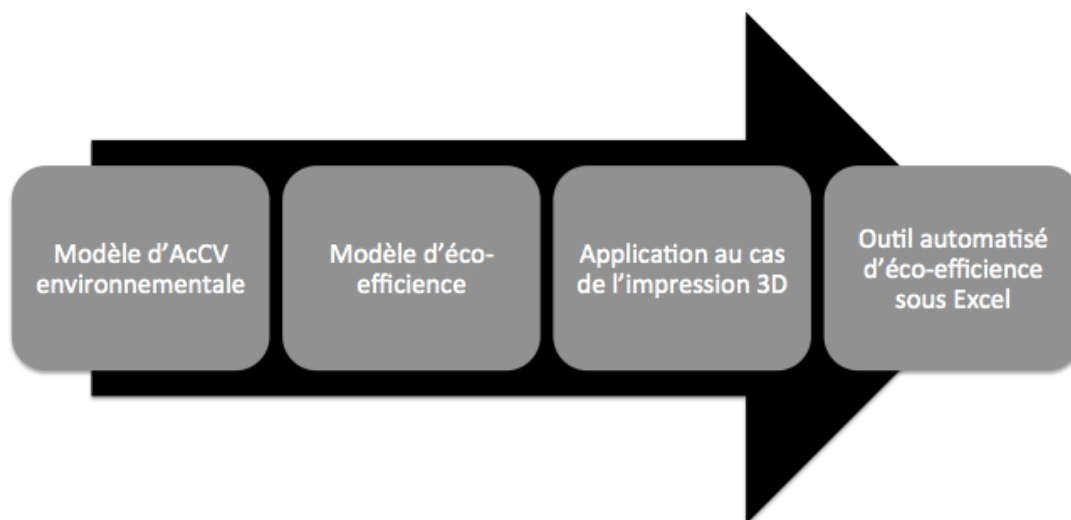


Figure 3-1 : Démarche afin de répondre à l'objectif de recherche

Premièrement, nous proposons de développer un modèle d'AcCV environnemental spécifique à notre partenaire, mais qui doit présenter un format applicable à différents scénarios d'écoconception qu'il pourrait rencontrer. Le modèle doit assurer la cohérence avec l'AeCV pour ne pas créer de biais lors de la prise de décision.

Ensuite, nous proposons de développer un modèle d'éco-efficience qui intègre l'AcCV environnementale précédemment développée et l'AeCV de manière cohérente. Le modèle doit permettre l'interprétation des résultats pour différents scénarios d'écoconception que pourrait rencontrer notre partenaire.

Le modèle d'éco-efficience développé sera appliqué au cas de l'impression 3D comme alternative de production à l'usinage traditionnel d'un bloqueur en titane de portes d'un aéronef pour décider de quelle est l'alternative optimale.

Finalement, nous proposons de développer un outil automatisé sur la plateforme Excel afin de faciliter l'opérationnalisation du modèle d'éco-efficience et d'AcCV développés pour notre partenaire.

CHAPITRE 4 CONSTRUCTION DU MODÈLE ET MÉTHODOLOGIE

Nous présentons dans ce chapitre le modèle d'éco-efficience proposé à notre partenaire pour répondre à la problématique énoncée au chapitre précédent. La procédure du modèle est adaptée de la norme ISO14045 (figure 4-1). Pour mieux comprendre la construction du modèle, nous présentons tout d'abord le contexte stratégique dans lequel il se place à la section 4.1. Ensuite, la méthodologie est présentée plus en détail conformément à la procédure de la figure 4-1.

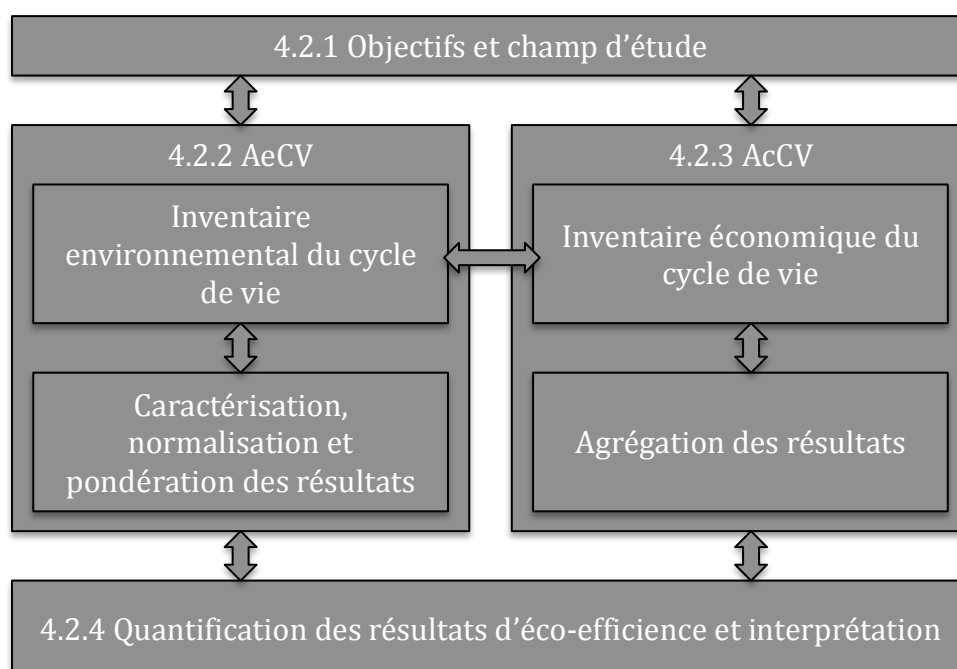


Figure 4-1 : Procédure d'éco-efficience

4.1 Construction du modèle

Comme expliqué dans la revue de littérature, l'éco-efficience, les indicateurs et l'interprétation qui en découlent, doivent être appliqués de manière cohérente au sein d'une stratégie clairement définie. De ce fait, nous proposons un cadre d'analyse stratégique qui passe par la définition

d'objectifs à atteindre afin d'appliquer l'éco-efficience de manière cohérente. Ce cadre s'inspire principalement de l'approche de l'éco-efficience marginale de Gjalt Huppes et Ishikawa (2005b). Nous introduisons la représentation graphique de l'éco-efficience à la figure 4-2. Chaque point est représenté en fonction de ses impacts environnementaux et de sa valeur. Les points représentés sont l'état actuel (par exemple d'un aéronef) et tous les éléments qui le composent (par exemple les hélices, le fuselage, les moteurs, etc.). De ce fait, la somme des impacts environnementaux de toutes les composantes (points en bas à gauche du graphique) et la somme des valeurs de toutes ces composantes résultent au point d'état actuel.

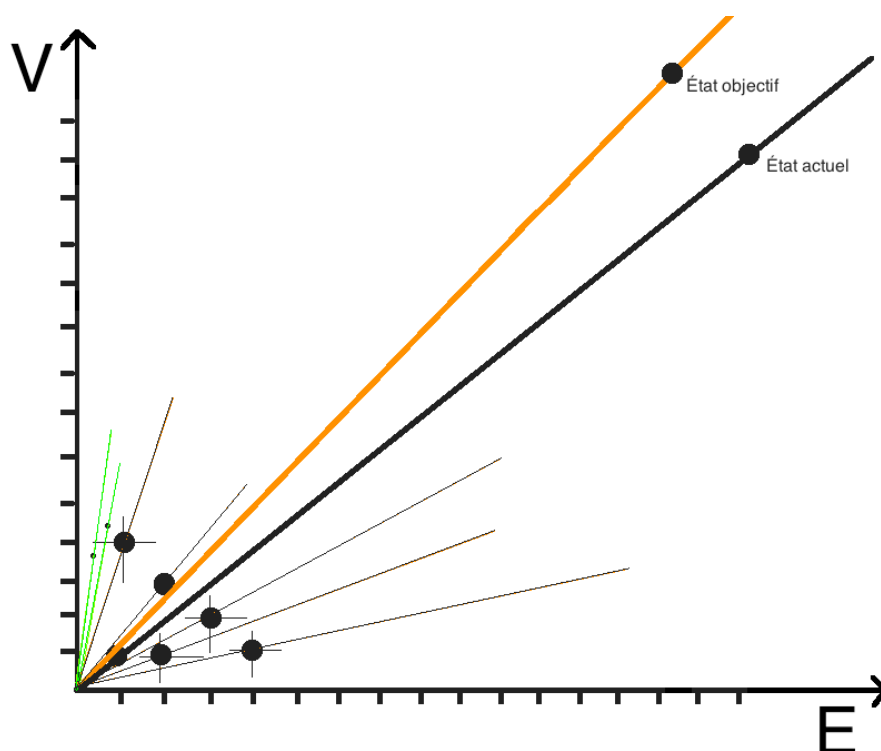


Figure 4-2 : Représentation graphique de l'éco-efficience par rapport aux objectifs

L'axe vertical représente la valeur définie pour un système de produit particulier sans référence à une alternative ou autre, et positive. L'axe horizontal représente les impacts environnementaux définis pour un système de produit particulier, comme un score unique, sans référence à une alternative ou autre, et positifs. Si nous considérons la définition usuelle de l'éco-efficience, c'est-à-dire le ratio entre la valeur et les impacts environnementaux, nous pouvons remarquer que pour chaque point du graphique, il s'agit en fait du coefficient directeur de la droite qui passe par l'origine et ce point. Ainsi, une grande éco-efficience est décrite par les droites qui se rapprochent de l'axe vertical (V) et une faible éco-efficience est décrite par les droites qui se rapprochent de

l'axe horizontal (E). Si nous considérons un état objectif, défini selon l'augmentation de valeur et les réductions d'impacts que nous voulons réaliser à partir de l'état actuel, nous pouvons également tracer l'éco-efficience de cet état objectif par la droite reliant le point de l'état objectif et l'origine (voir figure 4-1). Pour la suite, le terme éco-efficience à l'état objectif sera utilisé pour se référer au coefficient directeur de la droite reliant le point de l'état objectif et l'origine du graphique.

Nous pouvons maintenant établir les stratégies possibles afin d'aider les décideurs à choisir les alternatives de conception optimales pour mieux se diriger vers l'état objectif. Une première stratégie peut être définie comme le fait de se rapprocher le plus possible de l'éco-efficience à l'état objectif. Cette stratégie se traduit par la maximisation du coefficient directeur de la droite passant par l'origine et l'état actuel, ou autrement dit l'éco-efficience de l'état actuel. Ainsi, l'alternative optimale parmi plusieurs alternatives de conception au niveau des composantes de l'état actuel (points en bas à gauche du graphique) est celle ayant le coefficient d'éco-efficience le plus élevé (droites en vert sur la figure 4-1 illustrant plusieurs scénarios pour remplacer une composante actuelle). Néanmoins, appliquer cette stratégie peut nous mener à n'importe quel point sur la droite d'éco-efficience de l'état objectif (malgré une éco-efficience égale). De plus, cette stratégie nécessite la localisation de chacune des composantes de l'état actuel dans le graphique de la figure 4-1. Autrement dit, il faut connaître la valeur et les impacts environnementaux spécifiques de chaque alternative, ce qui contraint les décideurs à collecter des données exhaustives pour chaque étude de cas.

Une autre stratégie consiste à se rapprocher le plus possible de l'état objectif, et ainsi minimiser la distance entre le nouveau point de l'état actuel (par le choix d'une alternative sur l'une de ses composantes) et l'état objectif. Lorsque la distance entre l'état actuel et l'état objectif est très grande par rapport aux valeurs et impacts environnementaux d'un cas d'étude donné, la stratégie du rapprochement maximal appliquée à ce cas d'étude peut se traduire par la minimisation de la somme des impacts environnementaux et de la valeur pondérée du coefficient directeur de la droite passant par l'état actuel et l'état objectif (lorsque l'état objectif est placé comme sur la figure 4-1).

Un moyen de comptabiliser les impacts environnementaux et les coûts pour l'éco-efficience est de définir ces derniers pour chaque alternative par la différence entre les valeurs et impacts environnementaux de cette alternative et le scénario de base. En effet, cette astuce permet de contourner la problématique de déséquilibre entre les deux dimensions de l'éco-efficience lorsque nous considérons uniquement les différences entre les alternatives. Définissons la valeur d'une alternative par la réduction de coûts apportée par rapport au scénario de base (une valeur positive est égale à une réduction de coûts), et les impacts environnementaux d'une alternative par les impacts environnementaux additionnels par rapport au scénario de base (une valeur positive est égale à une augmentation des impacts). Si nous appliquons maintenant ces définitions à la représentation graphique de l'éco-efficience de la figure 4-1, l'état actuel et tous les points qui le composent se retrouvent à l'origine du graphique puisque la valeur et les impacts environnementaux ont été définis comme la variation par rapport à eux-mêmes. L'axe vertical est maintenant défini par la réduction de coûts et l'axe horizontal par les impacts additionnels par rapport au scénario de base. La nouvelle représentation graphique est illustrée à la figure 4-3.

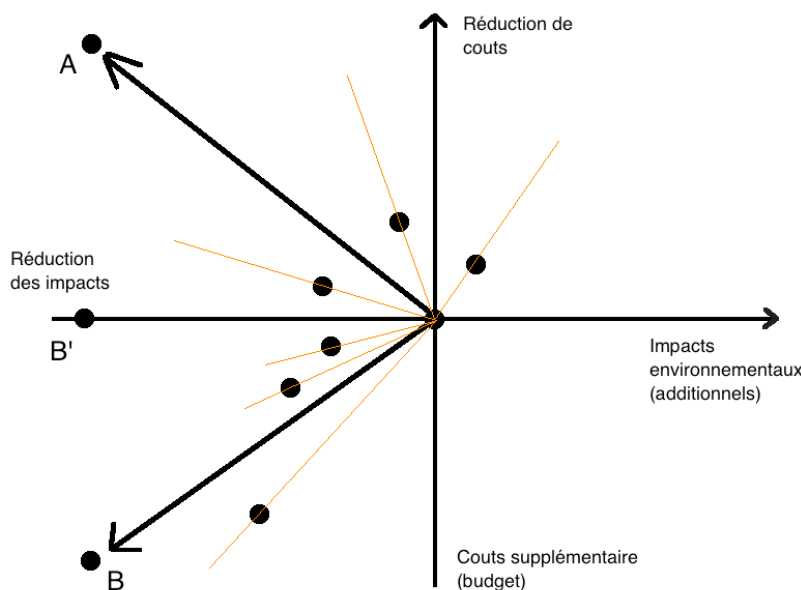


Figure 4-2 : Représentation graphique de l'éco-efficience appliquée au modèle proposé

Nous pouvons remarquer que l'état objectif peut être placé selon trois situations différentes. La première situation est lorsque nous voulons réduire à la fois les impacts environnementaux et les coûts (point A), la seconde est lorsque nous disposons d'un budget afin de réduire les impacts environnementaux (point B), et la troisième lorsque nous voulons réduire les coûts avec un

minimum d'impacts environnementaux. Dans le contexte de notre partenaire, la première situation est celle qui nous intéresse. Nous expliquons tout de même la seconde situation qui est transposable à la troisième avec quelques légères modifications.

Dans la première situation, l'état objectif se situe donc dans le quadrant en haut à gauche de la figure 4-3 (point A), et vise à une réduction des coûts et des impacts environnementaux. Dans ce nouveau schéma, les droites reliant chaque alternative à l'origine, qui représentent l'indicateur d'éco-efficience défini par le ratio entre la valeur (réduction de coûts) et les impacts environnementaux, ne permettent plus de définir quelle est la solution optimale afin d'atteindre l'état objectif. De ce fait, seule la stratégie du rapprochement maximal est applicable, en pondérant la valeur (réduction de coûts) d'une alternative par l'éco-efficience à l'état objectif et en sommant ce résultat avec les impacts environnementaux additionnels de l'alternative. Le score le plus faible (incluant la négativité) est la solution optimale.

La seconde situation est lorsque l'état objectif se situe dans le quadrant en bas à gauche (point B). Cette situation se traduit par un objectif de réduction environnementale selon un certain budget. Une solution à cette situation peut se formuler en calculant dans un premier temps l'éco-efficience à l'état objectif. Ainsi, en admettant une certaine tolérance à ce coefficient, un premier tri éliminerait toutes les alternatives se situant en dessous de la droite BO. L'étape suivante est d'appliquer la stratégie du rapprochement maximal à un état objectif situé sur l'axe horizontal et selon l'objectif environnemental visé (B'), et ainsi choisir la situation réduisant le plus les impacts environnementaux. Néanmoins, les alternatives permettant une réduction de coûts et générant des impacts environnementaux sont automatiquement éliminées lorsque nous procédons ainsi. Une solution à cette problématique est de considérer un point B' légèrement au-dessus de l'axe horizontal, et ainsi pondérer la réduction de coûts par un léger coefficient. Nous notons également que plus on se dirige vers des situations au-dessus de la droite BO, plus l'éco-efficience à l'état objectif devient grande (droite plus pentue) et admet ainsi un plus large éventail de possibilités lors de la première étape. Cette situation peut facilement être transposée, avec quelques légères modifications, lorsque l'état objectif se situe dans le quadrant en haut à droite, ce qui se traduit par une situation qui vise à réduire les coûts avec le moins d'impacts environnementaux possibles. Dans ce cas le budget de coûts se transpose à un budget d'impacts environnementaux.

4.2 Méthodologie

4.2.1 Objectifs et champ d'étude

Premièrement, les possibilités lors de la définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle peuvent être réduites. La fonction peut être définie par une fonction spécifique apportée à l'aéronef et l'unité fonctionnelle par l'énoncé suivant : Apporter « fonction » à l'aéronef pendant « durée de vie de l'aéronef ». La durée de vie de l'aéronef est donc automatiquement définie comme l'horizon de l'étude. Cette précision nous permet de mettre en relation par la suite tous les flux physiques et les coûts avec la durée de vie de l'aéronef. D'autre part, plusieurs catégories de coûts sont comptabilisées par des estimations paramétriques selon la durée de vie de l'aéronef (voir annexe A) et ces dernières peuvent ainsi être utilisées sans calcul additionnel de manière cohérente avec l'analyse environnementale parallèle. Ensuite, les flux de références sont calculés en fonction du nombre de pièces de rechange utilisées dans le calcul des coûts de maintenance. Le calcul se fait comme suit :

$$\text{Flux de référence} = \text{Nombre de pièces utilisées par la maintenance} + \text{Nombre de pièces par aéronef}$$

Il faut s'assurer que le terme « pièce » est utilisé de manière cohérente entre les données de maintenance, les pièces effectivement dans l'aéronef durant la phase d'utilisation et le calcul des catégories de coûts présentées à l'annexe A. Cela permet également d'assurer la cohérence entre les deux dimensions de l'éco-efficience avec un minimum d'effort.

Sur la dimension économique, les coûts considérés lors de la collecte des données dépendent directement des objectifs de l'étude. Par exemple, si nous cherchons à déterminer les réductions de coûts de PCA relatives aux impacts environnementaux engendrés, seules les différences de coûts de PCA pour les étapes d'assemblage et éventuellement la production doivent être prises en compte.

D'autre part, les frontières du système et les hypothèses sous-jacentes de l'analyse environnementale et économique doivent être identiques. Néanmoins, ce critère ne vient pas à l'encontre de certaines simplifications. En effet, si des processus sont négligeables pour les impacts environnementaux, ces mêmes processus peuvent être comptabilisés pour l'analyse économique sans violer la condition ci-dessus. De plus, afin de faciliter l'étape de collectes des

données, nous proposons de tenir compte uniquement des processus qui diffèrent entre les alternatives. Une solution peut être jugée préférable à une autre (sur l'une des dimensions de l'éco-efficience) si son score obtenu par l'agrégation des processus qui diffèrent est meilleur. Par ailleurs, l'indicateur d'éco-efficience doit être développé en prenant en considération cette simplification. En effet, si un indicateur est défini par le surplus du consommateur divisé par les impacts environnementaux propres à chaque alternative (ou même sous la forme d'une somme pondérée), alors ce dernier n'est pas cohérent, car le surplus du consommateur et les impacts environnementaux ne sont calculés que sur les processus qui diffèrent entre les alternatives ce qui crée un biais pour l'interprétation des résultats. Comme nous le verrons ci-dessous, un indicateur basé sur un calcul des différences entre les alternatives est proposé.

Par ailleurs, les règles d'allocation doivent être identiques pour les deux dimensions de l'éco-efficience. Ces règles doivent être définies pour représenter au mieux la réalité et ainsi attribuer à un processus donné à la fois les coûts et les impacts environnementaux dont il est responsable. La hiérarchie de la norme ISO14044 peut être appliquée. Ainsi, l'allocation peut être évitée par une division des processus en sous-processus responsables ou par extension des frontières. Le dernier cas est plus délicat, car il considère des processus hors du contrôle des acteurs principaux sur la chaîne de valeur du système de produit. Par exemple, dans le contexte de l'écoconception pour la phase de production et d'utilisation, où les acteurs pris en considération sont PCA et l'opérateur (les coûts du fournisseur sont compris dans ceux de PCA), un processus de recyclage (pour la gestion des déchets lors de la production ou en fin de vie) traité par expansion des frontières implique qu'un processus de recyclage ainsi qu'un processus de production de matières vierges substituées soient modélisés. D'un point de vue environnemental, un simple calcul de différences entre les impacts additionnels du recyclage et ceux de la production de matières vierges évitées est suffisant. Néanmoins, le processus de recyclage et la production de matières vierges ne sont pas effectués par les acteurs sur la chaîne de valeur pertinents pour la prise de décision (soit le fournisseur, PCA ou l'opérateur). Ainsi, les coûts et bénéfices reliés à ces processus ne peuvent être ajoutés à ceux des acteurs de la chaîne de valeur et ne doivent donc pas être comptabilisés. Seuls les bénéfices éventuels par la vente de matériaux utilisés avant recyclage (ou après recyclage si effectué par l'un des acteurs de la chaîne de valeur considérés) sont comptabilisés. Cet exemple doit être adapté au contexte de l'étude afin d'évaluer quels coûts sont comptabilisés

et lesquels ne le sont pas. Si l'allocation ne peut être évitée, alors la hiérarchie de la norme ISO14044 doit être appliquée.

4.2.2 L'AeCV pour quantifier la dimension environnementale de l'efficacité

L'AeCV prescrite par la norme permet d'évaluer les impacts environnementaux du système de produit. Plus précisément, les frontières attributionnelles sont appliquées, c'est-à-dire que seuls les flux directement attribuables au système à l'étude, établi en régime permanent, sont pris en compte.

Nous définissons les impacts environnementaux par la différence entre les impacts du scénario de base et ceux d'une alternative. Un score positif signifie donc une amélioration environnementale par rapport au scénario de base.

Les impacts environnementaux sont agrégés en un score unique. Ce score unique est obtenu en appliquant la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction aux différentes catégories d'impacts considérées. La référence pour la normalisation est le cycle de vie d'un aéronef (correspondant au système à l'étude). Le facteur de réduction est le rapport entre les valeurs d'émissions actuelles de la référence de normalisation (l'aéronef) et les valeurs d'émissions objectives (définies par des objectifs de réduction du secteur ou de l'entreprise). Un autre facteur est ajouté au calcul, le facteur de mise à niveau des dommages aux valeurs d'émissions objectives. Ce dernier définit une équivalence des dommages de différentes aires de protection et permet de réduire l'influence des choix décidés à un niveau politique par des réalités purement écologiques, comme prescrit par la méthode Eco-Indicateur 95. De ce fait, le score environnemental unique tient compte à la fois du contexte d'entreprise dans lequel on se trouve (objectifs de réduction), mais également de facteurs purement écologiques (équivalence des niveaux de dommages aux valeurs d'émissions objectives).

Toutefois, seules les catégories d'impacts (ou résultats d'inventaire représentatifs d'une catégorie donnée) dont des objectifs de réduction ont été définis pour le domaine aéronautique peuvent être utilisées dans le modèle. Le domaine aéronautique a par ailleurs défini des objectifs de réductions

sur des résultats d'inventaire (CO₂, NO_x, etc.). Ces derniers doivent donc être réajustés par leur contribution aux différentes catégories d'impact. Les résultats d'inventaire pour lesquels des objectifs de réduction ont été définis sont le dioxyde de carbone (CO₂), les oxydes de nitrates (NO_x), les particules fines (PM₁₀, PM_{2,5}), le bruit et la recyclabilité. Néanmoins la recyclabilité ne peut être convertie en effets sur les catégories d'impact, car ces derniers dépendent du scénario de fin de vie alternatif, des paramètres du processus de recyclage, du matériau en question ou encore de la méthode d'allocation des processus. De ce fait, la recyclabilité n'est pas intégrée dans les calculs, mais peut être analysée de manière distincte des autres impacts environnementaux. Pour les résultats d'inventaire qui ont des effets sur une même catégorie d'impact, un facteur de réduction total doit être déterminé en fonction des valeurs d'émissions actuelles et objectives toutes deux composées des résultats d'inventaire convertis en effets sur cette catégorie. Les catégories d'impact dépendent de la méthode d'impact utilisée. La formule générale est donnée ci-dessous :

$$I(a) = \sum_{k=1}^n \left[W_k \times \sum_{i=1}^m \left(\frac{RI_i(a) \times FC_{ik}}{\sum_{j=1}^p (N_j \times FC_{jk})} \times \frac{\sum_{j=1}^p (N_j \times FC_{jk})}{\sum_{j=1}^p (O_j \times FC_{jk})} \right) \right]$$

où

I (a) : Impact total généré par l'alternative a

RI_i (a) : Résultat d'inventaire de l'élément i pour l'alternative a, (i= CO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, Bruit)

FC_{ik} : Facteur de caractérisation de l'élément i pour la catégorie d'impact k (i= CO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, Bruit; k dépend de la méthode d'impact choisie)

N_j : Valeur des émissions actuelles de la référence pour l'élément j (j= CO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, Bruit)

O_j : Valeur des émissions objectives de la référence pour l'élément j (j= CO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, Bruit)

W_k : Mise à niveau des dommages à l'état objectif pour chaque catégorie d'impact

Le facteur W_k est égal à 1 pour toutes les catégories d'impact si les valeurs d'émissions objectives sont équivalentes en termes de dommage (Mark Goedkoop, 1995).

4.2.3 L'AcCV pour quantifier la dimension économique de l'éco-efficience

Nous définissons la valeur par la différence entre les coûts du scénario de base et ceux d'une alternative. Un score positif signifie donc une réduction de coûts par rapport au scénario de base. Ces coûts sont calculés par l'AcCV environnementale.

Les catégories de coûts sont décrites au tableau 4-1.

Tableau 4-1 : Catégories de coûts du modèle d'AcCV pour l'éco-efficience

Phases du cycle de vie	Catégorie de coûts	Description
Recherche et développement	Travail	Le travail représente les heures R&D encore nécessaires afin de rendre opérationnel le système à l'étude
	Tests	Opérations de tests en vol ou au sol afin de rendre opérationnel le système à l'étude
	Subventions	Subventions sur la R&D restante
Production	Travail	Travail nécessaire pour la production du système à l'étude
	Matériaux	Matériaux nécessaires pour la production du système à l'étude
	Coûts indirects	Tous les coûts indirects nécessaires à la production du système à l'étude. Par exemple, les infrastructures, l'énergie, les frais généraux, etc.
	Transport	Transport du système à l'étude vers les installations d'assemblage
Assemblage	Acquisition	Coût du système à l'étude avant assemblage. Cette catégorie est à 0 si les coûts de production ont été calculés
	Travail	Travail nécessaire à l'assemblage du système à l'étude sur l'aéronef
	Matériaux	Matériaux nécessaires à l'assemblage du système à l'étude sur l'aéronef
	Coûts indirects	Tous les coûts indirects nécessaires à l'assemblage du système à l'étude. Par exemple, les infrastructures, l'énergie, les frais généraux, etc.

Tableau 4-1 : Catégories de coûts du modèle d'AcCV pour l'éco-efficience (suite et fin)

Assemblage	Transport	Transport du système à l'étude vers les installations de l'opérateur
Utilisation	Acquisition	Coût du système à l'étude avant utilisation. Cette catégorie est à 0 si les coûts d'assemblage ont été calculés
	Pièces de rechange initiales	Coût des pièces de rechange initiales. Inclus l'acquisition, l'assurance et l'entreposage des pièces de rechange.
	Coûts du carburant	Coûts reliés au poids, au changement de traînée et de consommation spécifique de carburant dus au système à l'étude
	Maintenance	Inclus le travail et le matériel nécessaire à la maintenance prévue et imprévue
	Équipage	Coût de l'équipage nécessaire à l'utilisation du système à l'étude
Fin de vie	Coûts de traitement	Inclus toutes les infrastructures, le transport, travail et autres frais généraux reliés au traitement du système à l'étude en fin de vie.
	Valeur résiduelle	Valeur de revente du système à l'étude en fin de vie, dépend des coûts de traitement s'il y a lieu

Le cycle de vie physique du produit est pris en référence, comme prescrit par le code de pratique de la SETAC sur l'AcCV environnementale. La phase de R&D est ajoutée, mais sans violer l'équivalence des frontières du système. En effet, la R&D est très souvent négligeable en AeCV. Si ce n'est pas le cas, alors la R&D doit également être comptabilisée en AeCV. Les catégories de coûts ont été adaptées au contexte de notre partenaire. Les catégories de la phase d'utilisation sont tirées de (Khan & Houston, 1999) et de l'outil d'AcCV utilisé en interne par PCA. Les phases de production, d'assemblage, d'utilisation et de fin de vie sont génériques et doivent être adaptées pour chaque cas d'étude. Néanmoins, certaines spécifications permettent d'éviter le double comptage et l'incohérence avec l'analyse environnementale en parallèle. En effet, tous les processus dont les coûts sont comptabilisés doivent être représentés en AeCV et vice versa. Ce n'est que par la suite qu'ils peuvent être négligés le cas échéant. De plus, les frontières du système en AeCV sont attributionnelles. De ce fait, aucun coût considérant les conséquences du choix d'une alternative en dehors des frontières du système ne peut être comptabilisé (par exemple, variation des ventes dues à un changement des coûts d'opération, perte de capacité de passager due au poids du système, etc.). Ensuite, il peut y avoir redondance des coûts. Par

exemple, si tous les coûts de production sont calculés, ajouter le coût d'acquisition par PCA (au niveau Assemblage) entraîne un double comptage des coûts de production vu que ces derniers sont déjà inclus dans les coûts d'acquisition. De même entre la phase d'utilisation et d'assemblage (PCA et l'opérateur). D'autre part, des pièces de rechange peuvent être fournies pour l'opérationnalisation du système à l'étude. De ce fait, ces coûts sont comptabilisés dans la phase d'utilisation en considérant que la production nécessaire à ces pièces est incluse dans ce coût. Le même raisonnement s'applique pour la maintenance qui nécessite la production de pièces pour remplacer les pièces défectueuses.

Le calcul des coûts du cycle de vie dépend des objectifs de l'étude. Si la réduction des coûts de PCA est importante, alors seuls les coûts de production et d'assemblage sont comptabilisés. En règle générale, les acteurs dont les coûts peuvent être considérés sont le fournisseur de premier niveau (s'il y a lieu), PCA, l'opérateur et l'acteur en fin de vie (si différent de l'un des autres). Si une valeur résiduelle est comptabilisée en fin de vie, alors les acteurs en amont sur la chaîne de valeur ne sont pas considérés dans l'étude. D'autre part, une valeur résiduelle est comptabilisée lorsqu'une expansion des frontières est choisie comme méthode d'attribution des impacts en AeCV (voir section 4.1).

Les coûts d'utilisation sont actualisés à l'année de référence pour tenir compte du coût moyen pondéré du capital, mais également des préférences temporelles de notre partenaire. Néanmoins, une analyse de sensibilité doit être effectuée sur le taux d'actualisation pour mettre en évidence les coûts sur la longue durée de vie des systèmes à l'étude (durée de vie de l'aéronef), mais également la fin de vie très lointaine dans l'horizon de l'étude.

Les coûts passés, notamment pour la R&D, ne sont pas pris en considération, car ils n'influencent pas la prise de décision (Kuosmanen, 2005).

Toutes les formules de coûts sont détaillées à l'annexe A.

4.2.4 L'interprétation du modèle

Comme nous l'avons vu dans la section 4.1, la stratégie de rapprochement maximal est la seule qui peut être appliquée en cohérence avec la définition des impacts environnementaux et de la valeur présentée dans les sections 4.2.2 et 4.2.3 (première situation de la figure 4-3, néanmoins une légère différence ici puisque les impacts environnementaux sont définis de manière opposée).

Nous définissons ainsi l'indicateur d'éco-efficience comme la somme des impacts environnementaux et de la valeur pondérée par l'éco-efficience à l'état objectif (coefficient directeur de la droite reliant l'origine à l'état objectif). La meilleure solution est celle qui présente le résultat le plus élevé. Pour la présentation des résultats, nous proposons un diagramme XY qui met en avant les solutions non dominées (solution qui n'admet aucune alternative supérieure sur les deux dimensions de l'éco-efficience) et le coefficient directeur choisi afin de déterminer la solution optimale. Cela permet d'interpréter rapidement les résultats tout en mettant en avant les compromis entre les deux dimensions de l'éco-efficience.

Il reste donc à définir la position de l'état objectif dans le quadrant gagnant-gagnant de la figure 4-3. Pour ce faire, il faut déterminer quels sont les objectifs de réduction de coûts et d'impacts environnementaux. Néanmoins, du fait de l'agrégation en un score unique, il est complexe de faire correspondre la réduction environnementale du score agrégé avec les réductions environnementales visées de chaque catégorie d'impact. Le modèle actuel ne permet pas de s'assurer de cette cohérence. Malgré tout, un raisonnement nous permet d'interpréter le modèle différemment. En effet, les impacts environnementaux ont pour unité un pourcentage par rapport au cycle de vie de l'aéronef. De ce fait réduire 1 unité environnementale correspond à réduire 1% des impacts environnementaux agrégés sur le cycle de vie de l'aéronef. D'autre part, le rapport entre le pourcentage de réduction des coûts et des impacts environnementaux pour l'état actuel de l'aéronef pris en référence peut directement nous donner l'éco-efficience à l'état objectif. Pour ce faire, les coûts doivent être interprétés sur une même échelle que les impacts environnementaux, c'est-à-dire en intégrant une étape de normalisation qui permet d'exprimer les coûts, comme pour les impacts environnementaux, par un pourcentage par rapport au cycle de vie de l'aéronef. Ainsi, le rapport entre les pourcentages de réduction des coûts et des impacts environnementaux de l'aéronef pris en référence peut être interprété comme une préférence subjective entre les deux

dimensions de l'éco-efficience. Une préférence 1 pour 1 signifie qu'on veut réduire d'un même pourcentage les coûts et les impacts environnementaux agrégés de l'aéronef. Afin d'assurer un minimum la cohérence entre les résultats environnementaux agrégés les différentes catégories d'impacts, il faut mettre à jour les données qui permettent de pondérer les différentes catégories d'impact afin de réorienter les solutions optimales vers les objectifs.

Il est à noter que pour maintenir la cohérence du modèle, la référence pour la normalisation doit être composée des éléments qui sont normalisés. Par exemple, le cycle de vie d'un système à l'étude tel que défini à la section 4.2.1 compose le cycle de vie de l'aéronef pris en référence.

Finalement, en plus des indications prescrites par la norme ISO14045, nous proposons d'évaluer la qualité pour les deux dimensions de l'éco-efficience par la matrice pédigrée, comme prescrit par Ciroth (2009). Nous proposons que les scores relatifs à la qualité des données entre les deux dimensions ne soient pas agrégés afin de maintenir la transparence de l'évaluation.

CHAPITRE 5 APPLICATION DE L'ÉCO-EFFICIENCE À L'IMPRESSION 3D

Nous appliquons dans cette section le modèle d'éco-efficience développé dans le chapitre 4 afin de comparer l'impression 3D à l'usinage traditionnel pour la production d'un bloqueur de portes d'un aéronaf. L'impression 3D présente un grand potentiel pour remplacer les méthodes de production traditionnelles d'autant plus lorsqu'appliquée au secteur aéronautique. L'impression 3D est un mode de production par ajout de matière, contrairement à l'usinage traditionnel qui se fait par réduction de matière à partir d'un bloc. Selon plusieurs sources, cette technologie est la révolution industrielle de l'ère numérique. « A once-shuttered warehouse is now a state-of-the art lab where new workers are mastering the 3-D printing that has the potential to revolutionize the way we make almost everything », disait Obama, président des États-Unis (Gross, 2013). Cette technologie est poussée par des investissements publics et privés, notamment aux États-Unis où le gouvernement, cinq départements d'État et un consortium réunissant entre autres des industriels et des universités ont respectivement investi 30, 45 et 40 millions de dollars (White & Lynskey, 2013). Plusieurs auteurs ont mis en avant les avantages apportés par l'introduction de l'impression 3D, notamment dans le domaine aéronautique.

Premièrement, l'impression 3D permet la personnalisation de masse, car la production des pièces ne requiert aucun outillage ni moule, contrairement aux méthodes de production traditionnelles, mais simplement la matière première et le fichier numérique 3D (White & Lynskey, 2013). De plus, différentes pièces peuvent être produites par la même machine, et même simultanément (Ruffo & Hague, 2007). Ce point implique également une meilleure satisfaction du client qui à terme pourrait même concevoir les produits qu'il va acheter (White & Lynskey, 2013).

Ensuite, cette technologie peut réduire les coûts de production par une meilleure agilité et une réduction des pertes sur la chaîne d'approvisionnement. En effet, la production par impression 3D réduit considérablement le lead time des produits, car elle ne requiert pas de préparation d'outils ou de moules (E. Atzeni et al., 2014). Ce dernier point implique également une agilité de la chaîne d'approvisionnement qui lui permet de rapidement répondre à des changements au niveau de la demande. De plus, l'utilisation d'une machine pour tout faire fait gagner de l'espace

à l'entreprise et réduit le besoin d'importer certaines composantes (White & Lynskey, 2013). D'autre part, l'usinage traditionnel présente des taux de déchets de 95% lorsqu'il s'agit de machine à commande numérique (Wohlers, 2011) alors que l'impression 3D n'utilise que la quantité nécessaire de matériaux, ou presque, afin de produire la pièce (White & Lynskey, 2013). Les sous-assemblages peuvent également être éliminés en produisant directement la pièce finale. Par ailleurs, les coûts de stockage des pièces de rechange, notamment en aéronautique où ces derniers représentent 32 milliards de dollars dans le marché américain (Walter, Holmström, Tuomi, & Yrjölä, 2004), peuvent être remplacés par un stock de fichiers numériques et de matières premières nécessaire à la production des pièces (White & Lynskey, 2013).

L'impression 3D permet également de concevoir des produits sans considérer les contraintes dues aux méthodes de production traditionnelles (usinage, moulage) (E. Atzeni et al., 2014). De ce fait, la conception peut être dédiée uniquement à la fonctionnalité du produit. Dans le domaine aéronautique, cela peut se traduire par une réduction du poids des composantes (C Lindemann, Jahnke, Moi, & Koch, 2013).

Cette technologie présente néanmoins plusieurs limites. En effet, comme toute nouvelle technologie, les coûts d'investissements liés à la machine sont élevés (Walter et al., 2004). D'autre part, le volume des pièces produites est restreint par la capacité de la machine, aujourd'hui encore limitée à de petits volumes (Walter et al., 2004). Finalement, en ce qui concerne la production de pièces en métal, la poudre de métal, pour l'instant dispendieuse, est nécessaire. Ces limites peuvent toutefois être surmontées au fil du temps et par des efforts de recherche dans le domaine.

L'avantage économique de la production de pièces en plastique pour de faibles et moyens volumes de production a été démontré dans la littérature (Eleonora Atzeni, Iuliano, Minetola, & Salmi, 2010). Dans le cadre de cette maîtrise, la pièce que nous analysons est en métal. L'impression 3D pour des pièces en métal est très récente. Il existe néanmoins un grand intérêt pour ce type d'application, avec une augmentation d'environ 75% des ventes de machines produisant des pièces en métal entre 2012 et 2013 (Wohlers Associates, 2014). L'aéronautique est un champ prometteur pour l'impression 3D. Une étude a été réalisée montrant les impacts que pourrait avoir cette technologie sur la chaîne d'approvisionnement du secteur (Walter et al., 2004). De plus, la conception pour l'impression 3D en aéronautique permet de réduire le poids

des pièces et ainsi la consommation de carburant (E. Atzeni et al., 2014; Christian Lindemann, Jahnke, Moi, & Koch, 2012). Cependant la plupart des études publiées concernant la production de pièces métallique par impression 3D se concentrent sur des caractéristiques techniques (Kumar, 2010; Manfredi et al., 2013; Yang, Ouyang, & Wang, 2010). Quelques études calculent les coûts de production (E. Atzeni et al., 2014; Martin Baumann et al., 2013; Christian Lindemann et al., 2012) ou la demande énergétique (M Baumann, Tuck, Hague, Ashcroft, & Wildman, 2010), et une étude évalue les coûts du cycle de vie de la production de pièces métallique par impression 3D (C Lindemann et al., 2013).

Une étude AeCV a préalablement été réalisée par notre partenaire comparant les impacts environnementaux sur le cycle de vie du système de produit que nous étudions. De ce fait, les données et hypothèses de cette étude sont adaptées à la méthodologie présentée au chapitre 4 afin de quantifier la dimension environnementale de l'éco-efficience.

5.1 Objectifs et champ d'étude

5.1.1 Les objectifs et l'auditoire visés

Les objectifs de cette étude sont les suivants :

- Comparer les impacts environnementaux potentiels sur le cycle de vie d'un bloqueur de portes d'un aéronef produit par impression 3D et par usinage traditionnel;
- Comparer les coûts sur le cycle de vie de ces systèmes;
- Identifier les solutions optimales en appliquant le modèle d'éco-efficience développé au chapitre 4; et
- Établir les limites de la prise de décision en faisant des analyses de sensibilité sur les paramètres clés.

Les résultats de cette étude seront utilisés en interne par notre partenaire afin de :

- Apprendre sur les différences de coûts et d'impacts environnementaux sur le cycle de vie des systèmes de produit comparés; et

- Apprendre à utiliser l'éco-efficience pour répondre aux problématiques d'écoconception dans le domaine aéronautique.

5.1.2 La fonction, l'unité fonctionnelle, et les flux de référence

Trois systèmes sont comparés dans cette étude :

S1 : Pièce produite par usinage traditionnel

S2 : Pièce produite par impression 3D

S3 : Pièce optimisée et produite par impression 3D

Le matériau utilisé pour chaque système est un alliage de titane, Ti-6Al-4V. Comme pour l'étude originelle réalisée par notre partenaire, le système S3 qui représente une amélioration de la topologie de la pièce est introduit afin d'appliquer les capacités additionnelles de l'impression 3D à produire une pièce. Ainsi, le poids des systèmes S1 et S2 est de 342 g et celui du système S3 est de 273,6 g.

La fonction des systèmes à l'étude est la suivante :

« Assurer la fermeture des portes d'un aéronef »

L'unité fonctionnelle est la suivante :

« Assurer la fermeture des portes d'un aéronef pendant la durée de vie de l'aéronef »

Il est à noter que la durée de vie des systèmes comparés a été conçue pour être égale à celle de l'aéronef. Nous n'avons pas réussi à obtenir plus d'informations sur les données de maintenance relatives au système S1. De ce fait, nous faisons l'hypothèse que les flux de références sont d'une pièce pour chaque système. La maintenance est identique pour les trois systèmes comparés et n'est donc pas prise en compte, néanmoins, pour des systèmes qui auraient requis un lot de pièces de rechange initiales, il aurait été pertinent d'intégrer ces données, car l'impression 3D permet de réduire le temps total d'exécution et il n'aurait donc pas été nécessaire de stocker un lot de pièces de rechange. Pour notre cas d'étude, le stockage des pièces de rechange éventuelles est négligeable, car même avec des données hypothétiques de 50 000 heures de vol pour le MTBF (temps moyen avant faille), soit moins de la moitié de l'utilisation en heures de vol de l'aéronef

sur toute sa durée de vie (105 000 heures), les coûts de stockage et d'assurance des pièces de rechange sont de moins de 1 \$ sur toute la durée de vie de l'aéronef. De même, les impacts environnementaux sont négligeables pour le stockage des pièces de rechange, soit 1/30 de pièce pendant la durée de vie de l'aéronef. De ce fait, le coût et les impacts environnementaux des pièces de rechange peuvent être négligés (voir tableau 5-2 pour plus de détails).

5.1.3 Les frontières du système

Les systèmes sont comparés du « berceau au tombeau », c'est-à-dire de la production (incluant l'extraction des matières premières et la préproduction) jusqu'à la fin de vie, en passant par l'assemblage et l'utilisation. Pour rappel, la méthode d'éco-efficience proposée au chapitre 4 permet de ne comptabiliser que les processus qui diffèrent d'un système à l'autre. Ainsi, non seulement les incertitudes reliées aux données sont minimisées, mais également l'effort lors de la collecte des données est réduit. De ce fait, si un processus est identique pour les trois systèmes comparés, il ne sera tout simplement pas comptabilisé. De plus, cela ne vient pas à l'encontre des objectifs de la section 5.1.1. Le tableau 5-1 présente les processus sur le cycle de vie de l'aéronef. Les processus en clair ont été comptabilisés, les processus en doré ne sont pas pris en compte, car ils sont identiques pour les systèmes comparés et enfin les processus en gris ont été négligés soit en appliquant un cut-off, soit par manque de données.

Tableau 5-1 : Cycle de vie des systèmes comparés

Phases du cycle de vie	Processus	Impact sur l'environnement (E) ou les coûts (\$)		Commentaires
Production	Extraction des matières premières	E	\$	La quantité extraite dépend du système de produit, et influence donc cette étape bien que la technologie utilisée soit la même
	Transport jusqu'au site de production des produits semi-finis	E		
	Production des produits semi-finis	E		Le produit semi-fini dépend du système de produit (plaque ou poudre)

Tableau 5-1 : Cycle de vie des systèmes comparés (suite)

Production	Total des coûts des produits semi-finis			Ce processus est estimé par le prix des produits semi-finis, soit l'agrégation de tous les processus en amont
	Infrastructures de production pour les produits finis	E	\$	Les infrastructures incluent tous les équipements (machines, outils, logiciels, matériel, maintenance, etc.) nécessaires à la production des pièces finales.
	Fluides	E		Inclus tous les consommables nécessaires à la production des pièces finales et supposées négligeable pour la dimension économique
	Travail nécessaire à la production		\$	
	Processus postproduction	E	\$	Non pris en compte par manque de données
	Transport jusqu'au site d'assemblage	E	\$	
Assemblage	Total des coûts avant assemblage		\$	Coût additionnel lorsqu'on choisit une alternative donnée, non comptabilisé pour les coûts du cycle de vie, mais pertinent pour le calcul des coûts internes à PCA
	Travail nécessaire à l'assemblage		\$	N'est pas pris en compte, car le travail est identique pour l'assemblage des systèmes comparés
	Infrastructures pour l'assemblage des produits finis	E	\$	N'est pas pris en compte, car les infrastructures sont identiques pour l'assemblage des systèmes comparés
	Transport de l'aéronef chez le client	E	\$	N'est pas pris en compte, car le transport est identique pour les systèmes comparés
Utilisation	Acquisition des pièces de rechange initiales		\$	Négligeable
	Stockage des pièces de rechange initiales	E	\$	Négligeable

Tableau 5-1 : Cycle de vie des systèmes comparés (suite et fin)

Utilisation	Contribution du système à la consommation de carburant de l'aéronef	E	\$	Contribution due au poids du système
	Maintenance	E	\$	N'est pas pris en compte, car la maintenance est identique pour les systèmes comparés
Fin de vie	Transport vers le site de recyclage	E		Expansion des frontières, les coûts ne sont pas comptabilisés, car supposés non supportés par les acteurs sur la chaîne de valeur
	Recyclage	E		Expansion des frontières, les coûts ne sont pas comptabilisés, car supposés non supportés par les acteurs sur la chaîne de valeur
	Crédit environnemental pour avoir évité la production de matières premières vierges	E		Expansion des frontières, les bénéfices économiques ne sont pas comptabilisés, car supposés non supportés par les acteurs sur la chaîne de valeur
	Vente des systèmes en fin de vie pour le recyclage		\$	Bénéfices de l'opérateur induits de l'expansion des frontières

La R&D n'apparaît pas dans le tableau parce que nous faisons l'hypothèse que toute la recherche, tests et autres étapes de cette phase ont déjà été réalisés.

Les fluides pour les processus de production n'ont pas été considérés pour l'analyse économique, car ils peuvent être négligés en appliquant un cut-off de 3 %. Les données hypothétiques qui ont permis d'appliquer le cut-off sont présentées au tableau 5-2.

Le processus postproduction n'a pas été pris en compte, car comme pour l'étude originelle, les données nécessaires au calcul de cette étape n'ont pu être obtenues auprès de notre partenaire.

Les infrastructures de production des produits finis telles que l'usine et l'énergie nécessaire à son bon fonctionnement sont supposées identiques pour les trois systèmes comparés. Néanmoins, l'étude originelle réalisée par notre partenaire intègre ces données dans le calcul, car leurs objectifs étaient entre autres d'identifier les contributeurs majeurs des systèmes. De ce fait, ces données ont été maintenues pour l'analyse environnementale, mais n'ont pas été prises en compte

pour l'analyse économique. Aucune influence n'est induite de ce choix puisque seules les différences sont interprétées par notre modèle.

Finalement, comme précisé ci-dessus, le stockage des pièces de rechange est négligeable et n'est pas pris en compte. L'acquisition des pièces de rechange est également considérée négligeable.

L'application du cut-off est présentée plus en détail l'annexe B. Les coûts du cycle de vie des processus qui diffèrent entre les alternatives ont été obtenus des résultats de cette étude.

5.1.4 Données et hypothèses

Les données de cette étude ont principalement été obtenues d'une étude réalisée par PCA pour les mêmes systèmes de produit comparés.

En ce qui concerne la production du scénario S1, les données de l'analyse économique ont été tirées d'un outil utilisé par notre partenaire afin d'estimer le prix auquel ils acceptent d'acheter une pièce auprès d'un fournisseur. Néanmoins, ces données sont agrégées pour la machine, l'usinage, le travail, les fluides et l'énergie utilisée directement pour la production. Nous n'avons pas été en mesure d'obtenir plus de précision sur ces données. Les données pour l'analyse environnementale ont été tirées de l'étude de PCA qui a estimé les données principalement à partir de données secondaires telles que la base de données européenne « ecoinvent », par la littérature ou encore par jugement d'experts.

En ce qui concerne la production des scénarios S2 et S3, les données physiques ont été obtenues de l'étude de PCA qui a fait une extrapolation sur les données d'une précédente étude réalisée par EADS, un des leaders dans le domaine aéronautique, et EOS, leader dans les technologies de fabrication de pièces en plastique et métal par impression 3D. PCA a également obtenu des données spécifiques au processus d'atomisation pour l'analyse environnementale à partir de données fournies par l'Université Laval qui a récemment investi dans une tour de pulvérisation de poudre de titane. Les données économiques pour la production ont soit été obtenues auprès de PCA (coût du travail), soit de sources internet, notamment pour le coût de la poudre de titane et le coût de la machine EOS M280. Par ailleurs, le nombre d'heures de travail nécessaires à la production a été obtenu d'une précédente étude réalisée sur une composante métallique par impression 3D (E. Atzeni et al., 2014).

Les données de consommation de carburant durant la phase d'utilisation ont été obtenues par une estimation paramétrique utilisée en interne par PCA. Les données économiques ont été fournies par PCA, notamment pour le coût du carburant, le taux d'inflation et le taux d'actualisation.

Plusieurs hypothèses ont été formulées afin de pouvoir réaliser cette étude, se conformant principalement à l'étude de PCA pris en référence:

- La machine EOS M280 prise en référence pour l'impression 3D a une durée de vie de 10 ans et produit 850 cm³/semaine, 45 semaines par année
- La consommation de gaz d'argon est de 1 m³/h, soit la consommation par générateur externe
- Le Tellure a été utilisé pour remplacer le Vanadium dans la production de l'alliage Ti-6Al-4V
- Le processus de postproduction n'est pas pris en compte par manque de données
- Toutes les pertes de matière durant la phase de production pour tous les systèmes de produit sont recyclées avec un taux de récupération de 90 %. Il en est de même pour les systèmes en fin de vie
- Le prix de vente de l'aéronef pris en référence pour la normalisation est égal à 25 % des coûts du cycle de vie
- Les dommages à l'état objectif ont été considérés équivalents pour les catégories d'impacts.

Toutes les données utilisées sont présentées à l'annexe C.

5.1.5 Allocation

Afin de comptabiliser les coûts et les impacts environnementaux sur le cycle de vie des systèmes de produit, certains processus multifonctionnels ont dû être alloués pour représenter les effets potentiels causés par le système. Ces processus sont les suivants :

- Infrastructures de production pour les produits finis : La machine (incluant la maintenance) nécessaire à la production des systèmes par impression 3D (S2 et S3) a été allouée selon le rapport entre le volume du système à l'étude et la production annuelle en cm³ supposée de la machine, soit 850 cm³ par semaine, 45 semaines par année. Ces données proviennent directement de l'étude de PCA. D'autre part, les copeaux de titane, coproduits de la production pour les trois systèmes étudiés, sont recyclés et comptabilisés par expansion des frontières pour l'analyse environnementale, sous l'hypothèse que 100 % des copeaux sont récupérés et que le processus de recyclage permet de récupérer 90 % de matières. Pour l'analyse économique, les bénéfices de la revente de ces copeaux représentent l'impact sur les coûts sur les acteurs de la chaîne de valeur et donc pertinents pour la prise de décision;
- La consommation de carburant a été allouée aux systèmes à l'étude par la contribution au poids de l'aéronef pour toutes les missions réalisées par l'aéronef sur sa durée de vie; et
- Les systèmes à l'étude sont recyclés en fin de vie. La fin de vie est comptabilisée comme les copeaux de titane lors de la production.

5.1.6 Méthode d'analyse environnementale

Comme pour l'étude originelle de PCA, la méthode d'impacts choisie est IMPACT 2002+ version 2.15 (Joliet et al., 2003). L'analyse environnementale est interprétée sur les catégories de dommages de la méthode, en prenant en compte tous les résultats d'inventaire. Néanmoins, pour la mise en relation des deux dimensions de l'éco-efficience, seuls les résultats d'inventaire pour lesquels des objectifs de réduction ont été définis sont comptabilisés (voir 4.2.2). Ces derniers sont le CO₂, les NO_x et les PM. Le bruit et les matières non recyclables sont considérés identiques pour les différents systèmes à l'étude et ne sont donc pas pris en compte. Les résultats sont ensuite agrégés en un score unique par la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction telle que présentée à la section 4.2.2.

Les données de normalisation ont été obtenues d'une étude réalisée par notre partenaire sur les impacts environnementaux sur le cycle de vie d'un aéronef, soit le modèle d'aéronef à l'étude.

Les objectifs de réduction et le temps nécessaire pour les atteindre ont été obtenus de différentes sources du domaine aéronautique. Les facteurs reflétant les niveaux de dommage à l'état objectif ont tous été fixés à 1, supposant une équivalence des niveaux de dommage à l'état objectif. Cette hypothèse peut être raffinée par la consultation d'un groupe d'experts dans le domaine environnemental et de représentants de notre partenaire afin d'évaluer une équivalence raisonnable entre les niveaux de dommage selon la méthode de caractérisation des impacts choisie.

5.1.7 Méthode d'analyse de la valeur du système de produit

L'AcCV environnementale tel que présenté à la section 4.2.3 est utilisée pour comptabiliser la réduction de coûts de PCA et de l'utilisateur. L'acteur en fin de vie n'est pas considéré puisque des bénéfices sont générés par l'utilisateur pour la vente des systèmes de produit en fin de vie.

Les coûts d'utilisation qui interviennent sur toute la durée de vie de l'aéronef sont actualisés à l'année de référence, soit 2014. Le taux d'actualisation est défini par le coût moyen pondéré du capital, et intègre l'inflation définie à 3 %.

Tous les coûts sont exprimés en dollars américains pour l'année 2014.

Les données de normalisation ont été obtenues à partir de sources internet. Le coût du cycle de vie a été obtenu par extrapolation du prix de vente de l'aéronef à l'étude. Le prix de vente a été considéré égal à 25 % du coût du cycle de vie (Défense nationale, 2014; Glade, 2005; Haggerty, 2004). Cette hypothèse se base sur plusieurs sources, mais est sujette à beaucoup d'incertitudes. Une analyse de sensibilité permettra de montrer l'importance de ce paramètre sur les résultats.

5.1.8 Interprétation

5.1.8.1 Modèle d'éco-efficiency

Le modèle d'éco-efficiency développé au chapitre 4 est appliqué pour choisir l'alternative optimale selon les deux dimensions de l'éco-efficiency.

5.1.8.2 Qualité des données

La qualité des données a été analysée à l'aide de la matrice pédigrée. La matrice pédigrée a été adapté à l'AeCV par B. P. Weidema et Wesnæs (1996) puis à l'AcCV par Ciroth (2009). La fiabilité, la complétude (ou représentativité), la corrélation temporelle, la corrélation géographique et enfin l'aspect technologique ont été notés de 1 à 5 selon la qualité des données récoltées pour chaque processus. D'autre part, la contribution de chaque processus à l'impact environnemental et aux coûts sur le cycle de vie a été utilisée afin de pondérer la note de chaque processus pour calculer un score par critère pour chaque scénario et pour chaque dimension de l'éco-efficience.

5.1.8.3 Analyses de sensibilité

Afin d'améliorer la robustesse de l'interprétation et établir les limites de l'étude, des analyses de sensibilités sont menées sur les paramètres suivants :

- Le nombre de pièces par lot pour la production des systèmes S2 et S3;
- Le coût de la poudre de titane pour les scénarios S2 et S3;
- Le taux d'actualisation; et
- Les données de normalisation pour la dimension économique.

Le nombre de pièces par lot peut avoir une grande influence sur les coûts puisque le rendement des machines pour l'impression 3D est considérablement influencé par ce paramètre. De plus, le temps de préparation des machines est fixe quelque soit le nombre de pièces par batch, le coût du travail peut ainsi avoir une influence plus grande sur les coûts de production.

Le coût de la poudre de titane est une information essentielle, car elle peut avoir une grande influence sur les coûts de production. La donnée est tirée de sources internet et de ce fait n'est pas nécessairement représentative de la réalité.

Le taux d'actualisation utilisé en entreprise est élevé, car il considère le coût moyen pondéré du capital. De ce fait, les coûts d'utilisation et de fin de vie sur 35 ans sont considérablement réduits par rapport aux coûts de production et l'interprétation peut totalement changer avec des considérations temporelles différentes.

Finalement, la référence pour la normalisation des données économiques n'est pas nécessairement représentative de la réalité, car la donnée a été obtenue par extrapolation du prix de vente. L'interprétation entre les deux dimensions de l'éco-efficience peut ainsi être biaisée par cette donnée puisque la référence environnementale a été obtenue d'une AeCV réalisée sur l'aéronef utilisé comme référence pour notre modèle. De ce fait, une analyse de sensibilité sur l'extrapolation des données permettra d'établir les limites de l'interprétation.

5.1.8.4 Facteur de compromis

Le facteur de compromis pour lequel l'interprétation des résultats est altérée, s'il existe, sera calculé et mettra en évidence les limites de cette étude quant à l'importance subjective choisie entre les deux dimensions de l'éco-efficience. Pour rappel, le facteur de compromis a été fixé à 1 selon le modèle présenté au chapitre 4 afin de contourner la problématique de fixer des objectifs de réduction pour la dimension environnementale.

5.2 Résultats

Nous analysons dans cette section les résultats de la dimension environnementale, de la dimension économique et de l'éco-efficience selon le modèle développé au chapitre 4.

5.2.1 Analyse environnementale et économique

Les figures 5-1 et 5-2 présentent respectivement les différences d'impacts environnementaux et de coûts sur le cycle de vie des systèmes comparés par rapport au scénario de base (normalisé à zéro). La figure 5-1 présente les résultats par la différence en pourcentage par rapport au scénario de base sur les différentes catégories d'impact. La figure 5-2 présente les résultats par la différence en dollars par rapport au scénario de base.

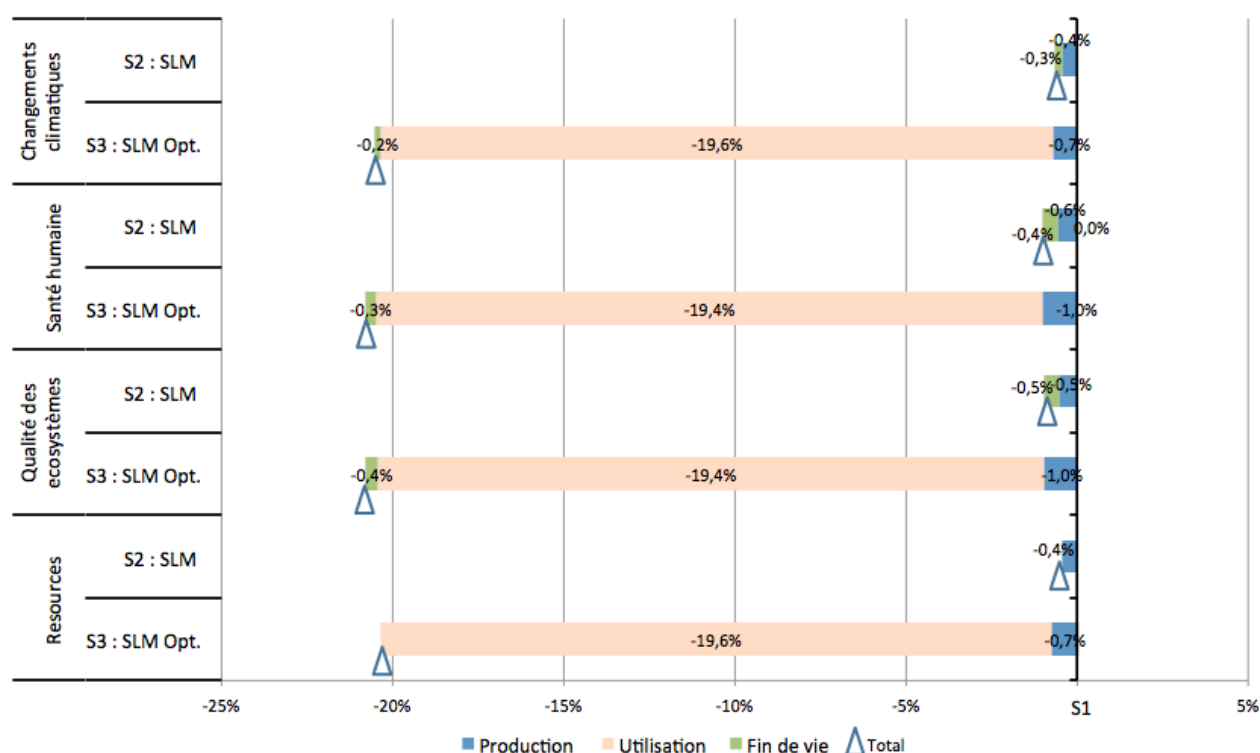


Figure 5-1 : Différence des impacts environnementaux sur le cycle de vie des alternatives (%)

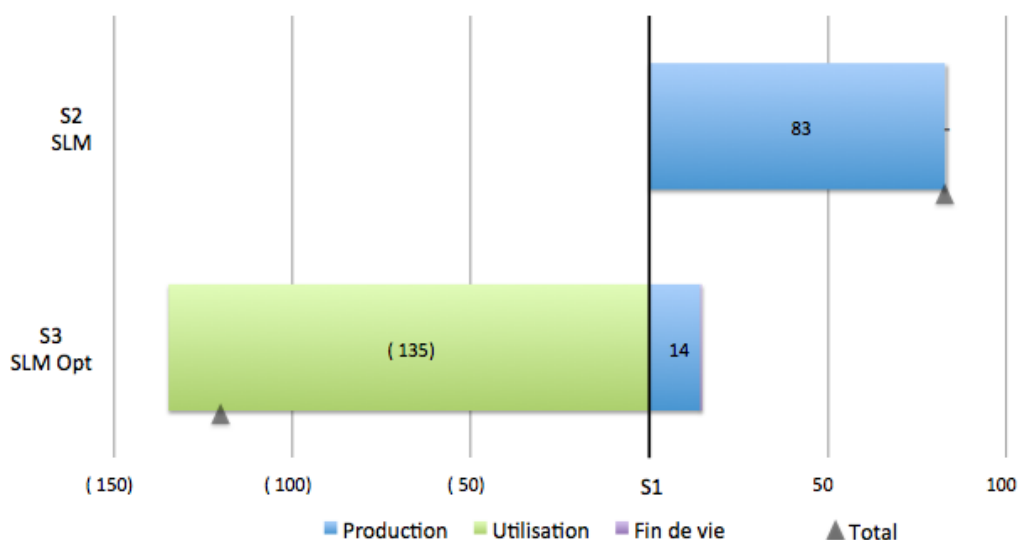


Figure 5-2 : Différence des coûts du cycle de vie des alternatives (\$)

En ce qui concerne les impacts environnementaux, nous pouvons remarquer que le système S3 présente une réduction d'environ 20 % par rapport aux autres systèmes sur toutes les catégories d'impacts. Ceci s'explique par la réduction de poids de la pièce optimisée, ce qui réduit de la même manière la consommation de carburant due à la pièce sur la durée de vie de l'aéronef. Le système S2, soit la pièce produite par impression 3D, mais non optimisée, contribue légèrement moins aux impacts environnementaux sur le cycle de vie que le système S1. Il est à noter que les systèmes S1 et S2 sont identiques pour la phase d'utilisation. De ce fait, la réduction d'impacts de S2 par rapport à S1 est attribuable à la phase de production.

D'autre part, les résultats sur les coûts sont plus mitigés. En effet, nous pouvons remarquer sur la figure 5-2 que le scénario S2 coûte 83 \$ de plus que le scénario S1, tandis que le scénario S3 coûte 121 \$ de moins que le scénario S1. Par ailleurs, les coûts de production sont supérieurs pour les deux scénarios par impression 3D par rapport au scénario de base. Ainsi, les gains économiques du scénario S2 sont attribuables à la phase d'utilisation (réduction de 135 \$). Le scénario de base est préférable à la production par impression 3D d'un point de vue purement économique si la topologie de la pièce n'est pas améliorée. Les analyses de sensibilités permettront par la suite de confirmer ces conclusions préliminaires. De plus, l'amélioration topologique de la pièce permet de réduire considérablement les coûts de production presque au niveau des coûts de production du scénario de base (14 \$ de plus).

Afin de mieux comprendre les différences au niveau des coûts de production, nous présentons les figures 5-3 et 5-4 qui montrent respectivement les différences d'impacts environnementaux et de coûts lors de la production des systèmes comparés. Les unités utilisées sont les mêmes que pour les figures 5-1 et 5-2.

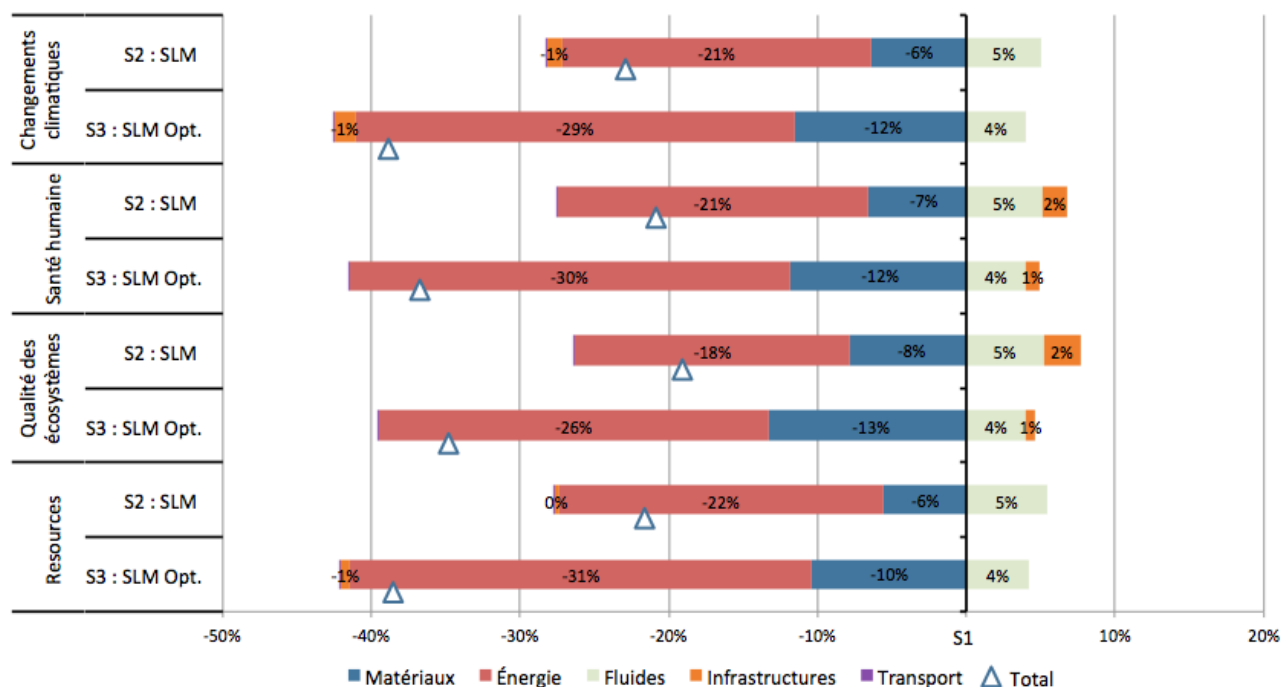


Figure 5-3 : Différence des impacts environnementaux des alternatives lors de l'étape de production (%)

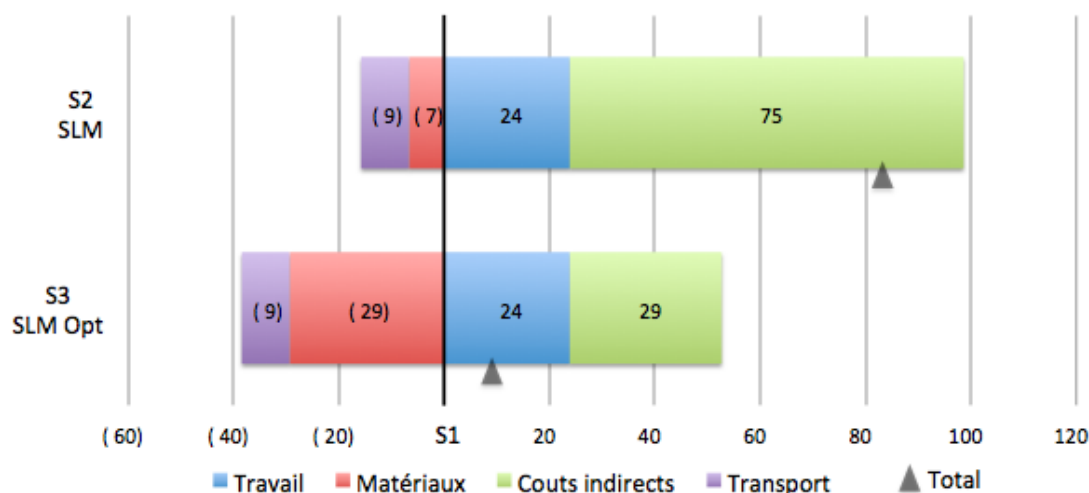


Figure 5-4 : Différence des coûts de production des alternatives (\$)

Nous pouvons remarquer sur la figure 5-3 que les réductions environnementales des systèmes S2 et S3 lors de la production sont dues aux matériaux (en moyenne -20 % pour S2 et -30 % pour S3) et à l'énergie (en moyenne -6 % pour S2 et -12 % pour S3). La différence entre les scénarios S2 et S3 est due à la réduction de poids de la pièce ce qui réduit la consommation en matières premières et en énergie nécessaire à la production. L'impression 3D permet ainsi non seulement de réduire les pertes de matériaux lors de la production (ratio 1,1:1 c. 5,1:1 pour S1), mais est également moins énergivore que l'usinage traditionnel. Nous pouvons noter que l'impression 3D est quelque peu plus dommageable à l'environnement en ce qui concerne les fluides utilisés.

Les coûts de production comme nous l'avons noté ci-dessus sont plus importants pour l'impression 3D que pour l'usinage traditionnel. Les coûts supplémentaires sont principalement dus aux coûts indirects, soit principalement l'investissement pour la machine (figure 5-8). Ceci s'explique par l'introduction récente de l'impression 3D et notamment pour les pièces métalliques sur le marché. Il faut néanmoins noter que ces conclusions sont biaisées à cause de l'agrégation des données de coûts indirects du scénario S1 pour entre autres le travail, la machine, l'énergie. De ce fait, la désagrégation des coûts accentuerait la différence au niveau des coûts indirects en faveur de l'impression 3D, mais changerait la différence des coûts du travail. Nous n'interprétons donc pas la catégorie « Travail » par manque de précision sur les données. D'autre part, nous pouvons remarquer la réduction de coûts pour les matériaux, qui s'explique, comme pour les impacts environnementaux, par la réduction des pertes de matériaux spécifique au

processus de production par impression 3D. La réduction est néanmoins plus remarquable pour le scénario S3 grâce à la réduction supplémentaire du poids de la pièce.

Le modèle d'éco-efficience que nous proposons permet de faire l'analyse de contribution des processus qui sont différents entre les alternatives, et qui peuvent donc avoir une influence sur le classement des alternatives. Nous analysons donc sur les figures 5-5, 5-6, 5-7 et 5-8 les deux processus comparés, soit l'usinage traditionnel et l'impression 3D, le scénario S2 étant pris en référence pour ce dernier.

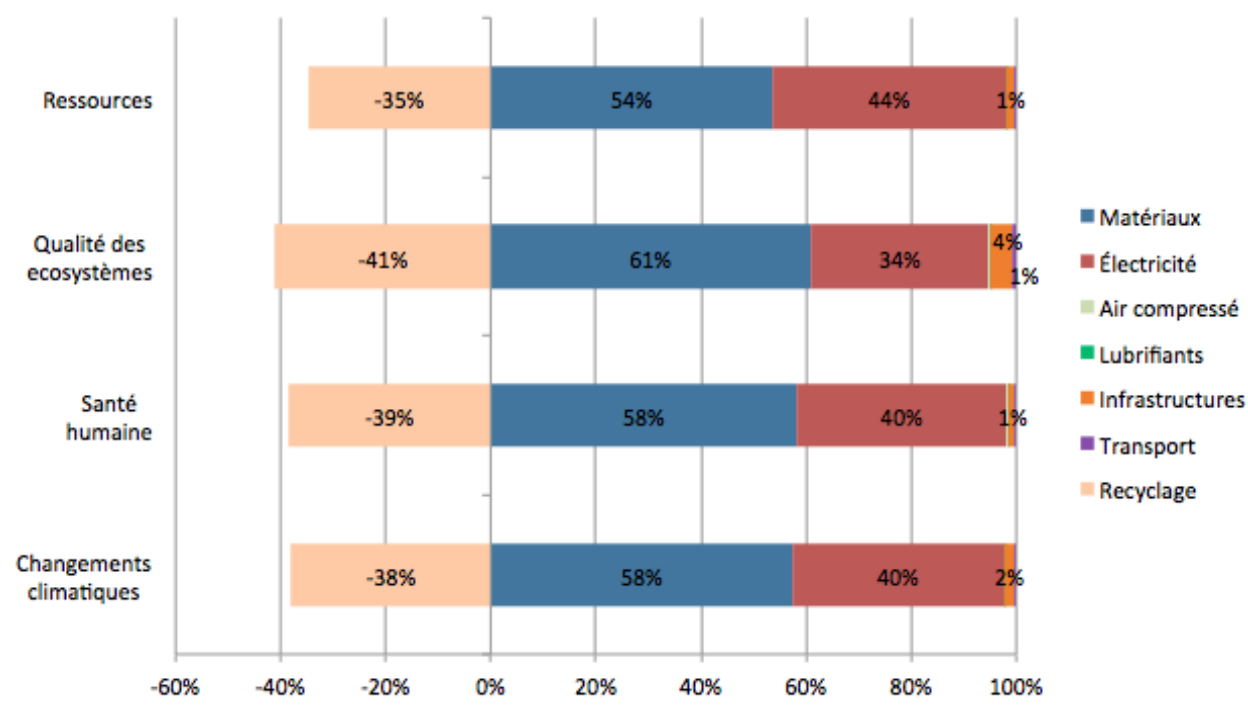


Figure 5-5 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux impacts environnementaux lors de la production du bloqueur de porte par usinage (S1)

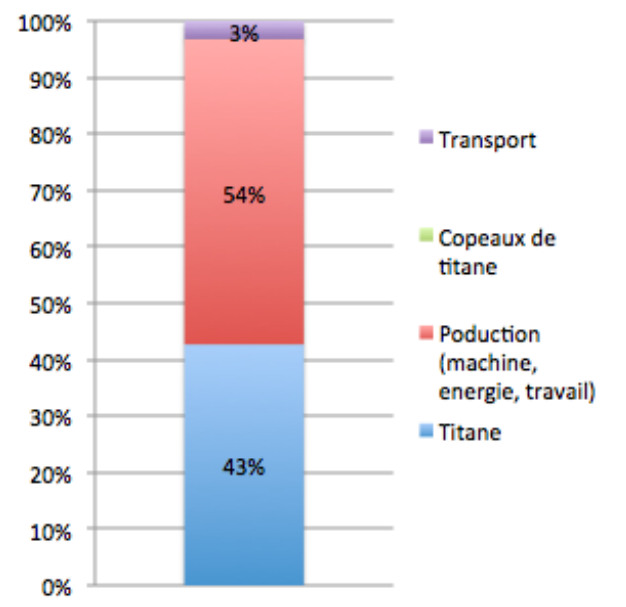


Figure 5-6 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux coûts de production du bloquer de portes par usinage (S1)

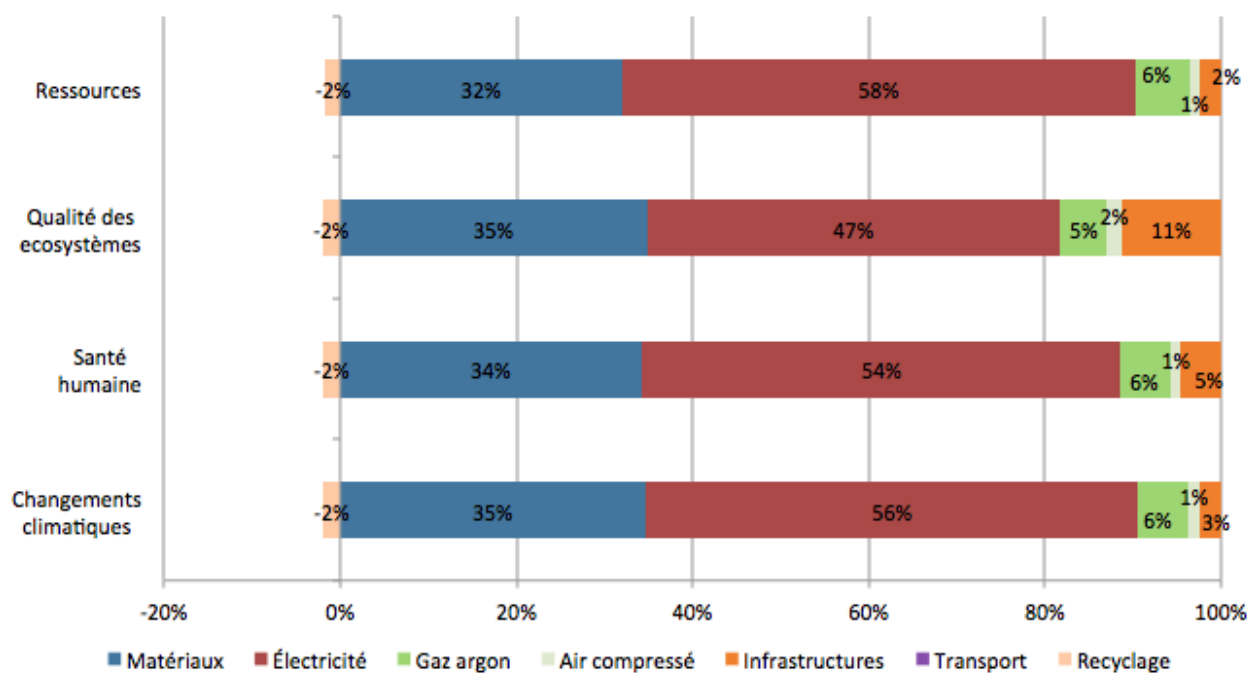


Figure 5-7 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux impacts environnementaux lors de la production du bloquer de portes par impression 3D (S2)

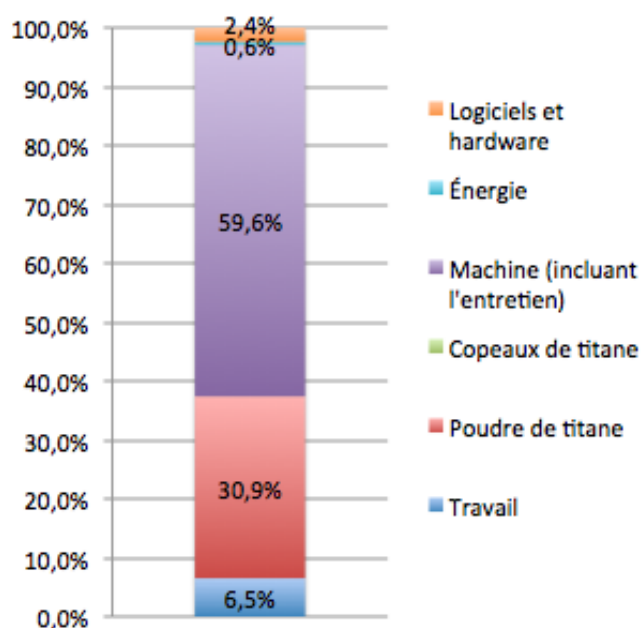


Figure 5-8 : Contribution des processus qui diffèrent entre les alternatives aux coûts de production du bloquer de porte par impression 3D (S2)

En ce qui concerne le scénario S1, la contribution des matériaux aux impacts environnementaux est compensée par le recyclage des pertes. Néanmoins, les gains économiques du recyclage sont négligeables et de ce fait, les matériaux influencent grandement le coût de l'usinage traditionnel par rapport à l'impression 3D. Par ailleurs, le mix énergétique nord-américain dont la principale source est le charbon est ici pris en référence, ce qui explique la large contribution de l'électricité aux impacts environnementaux. Comme pour le recyclage, le coût de l'électricité est très faible et a peu d'impacts sur les coûts de production. La faible contribution de l'électricité et du recyclage aux coûts de production montre le décalage qu'il peut y avoir entre la dimension économique et environnementale.

L'impression 3D permet de réduire considérablement les pertes et donc le recyclage en production. Néanmoins, la poudre de titane contribue grandement aux coûts et aux impacts environnementaux de l'impression 3D. Les coûts s'expliquent par la récente introduction de la technologie et avec le temps ces derniers pourraient diminuer. Néanmoins, les impacts environnementaux ne sont pas sujets aux paramètres de marché et nécessitent donc un point de vue technique notamment en terme d'efficacité énergétique afin d'améliorer le processus. D'autre part, l'investissement de la machine pour l'impression 3D est le contributeur majeur aux coûts qui diffèrent entre les alternatives. Ce coût, comme pour la matière première, pourrait diminuer

avec le temps. Finalement, nous pouvons remarquer que le coût du travail n'est pas considérable grâce à la production de plusieurs pièces par lot.

Dans la perspective d'aide à la décision, la figure 5-9 présente les différences de coûts de PCA et de l'utilisateur pour chaque alternative. Les coûts de PCA ont ici été extrapolés à partir des coûts de production incluant un profit à 10 %.

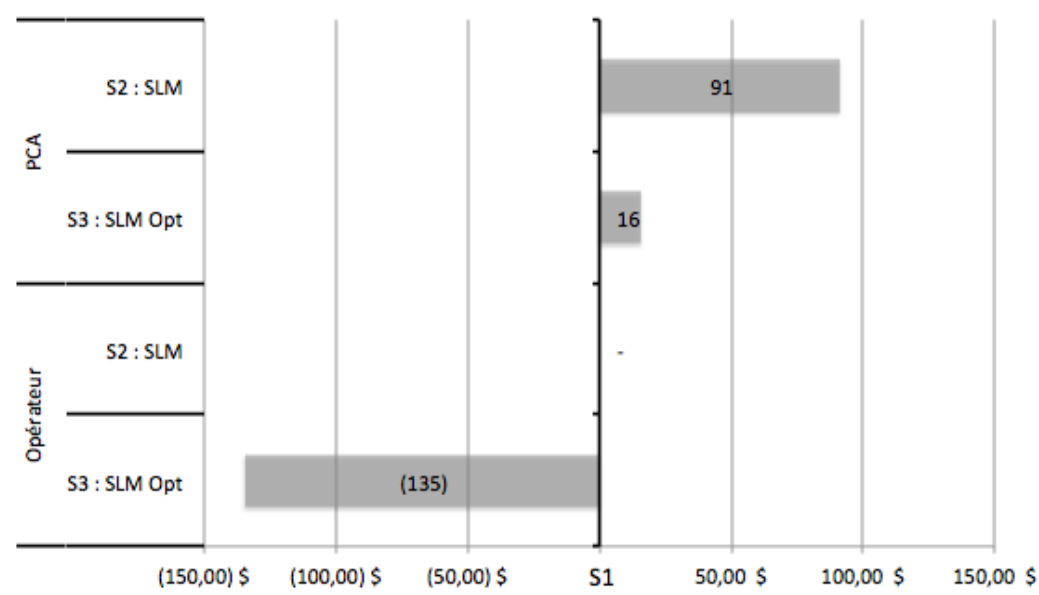


Figure 5-9 : Différence de coûts par acteur sur le cycle de vie des alternatives

La figure 5-9 met simplement en avant le compromis qu'il y a entre les différents acteurs pertinents pour la prise de décision. Ainsi, selon cette figure, PCA doit investir 91 \$ pour le scénario S2 et n'obtient au final aucun gain pour l'opérateur. Le scénario S3 est donc clairement plus intéressant, car pour un investissement minimal (16 \$), l'opérateur peut économiser 135 \$ sur l'utilisation de l'aéronef. Il est à noter que tous les coûts sont actualisés, c'est donc pour cela que les coûts d'utilisation sont ici d'un ordre de grandeur proche des coûts de production.

5.2.2 Éco-efficience

La figure 5-10 présente le diagramme XY d'éco-efficience pour les systèmes comparés. Chaque point représente une alternative, ayant pour abscisse la réduction de coûts par rapport au scénario de base S1 (valeur) normalisé par rapport au cycle de vie de l'aéronef à l'étude, et pour ordonnée

l'amélioration environnementale par rapport au scénario de base, agrégé en un score unique par la méthode de distance par rapport à l'objectif par facteur de réduction présentée au chapitre 4. La ligne en pointillés croise la solution optimale selon le facteur de compromis 1:1 entre la dimension environnementale et économique.

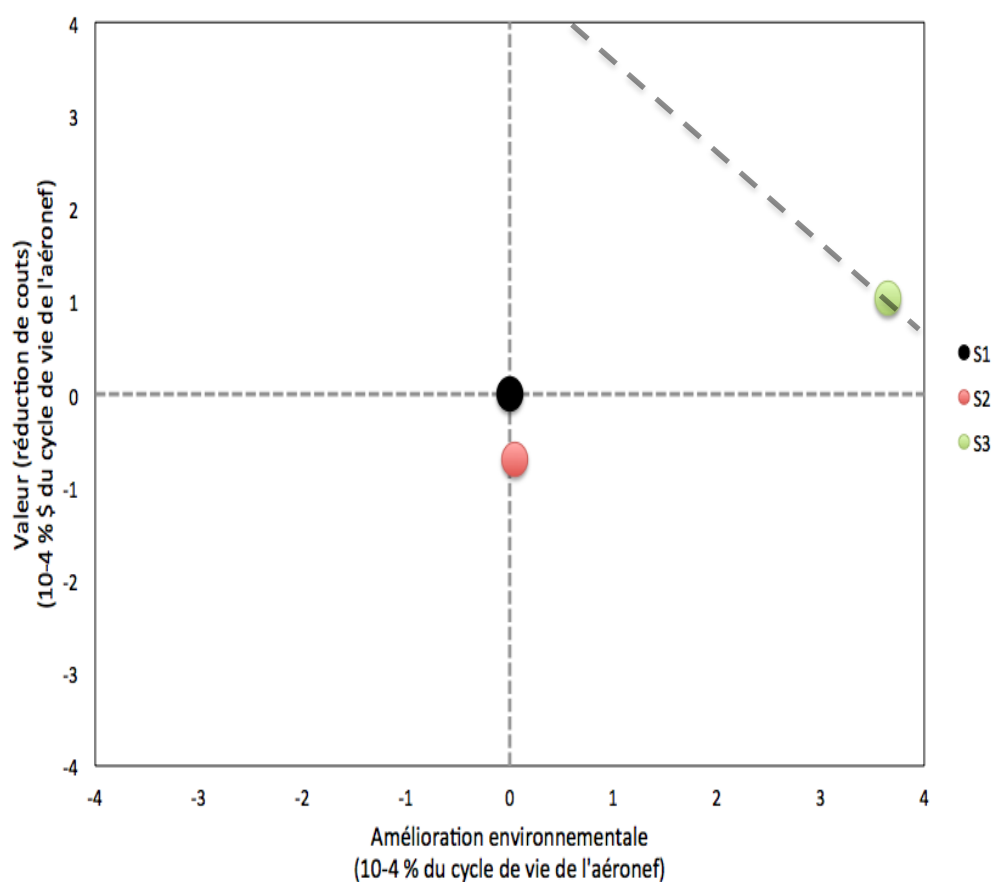


Figure 5-10 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternatives

Nous pouvons remarquer que les scénarios S1 et S2 sont dominés, dans le sens qu'il existe au moins une alternative pour laquelle les impacts environnementaux et les coûts sont meilleurs, dans ce cas-ci l'alternative S3. Ceci veut dire que, quel que soit le facteur de compromis choisi, la solution S3 est toujours optimale, car c'est une situation gagnant-gagnant par rapport aux autres alternatives.

5.2.3 Qualité des données

La qualité des données est analysée selon la matrice pédigrée. Les notes varient entre 1 et 5 selon le barème de B. P. Weidema et Wesnæs (1996) et Ciroth (2009).

Tableau 5-2 : Qualité des données pour l'analyse environnementale

Processus	Contribution	Qualité des données (environnement)				
		Fiabilité	Complétude	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Autres différences technologiques
S1 : CNC	100 %	2	2	5	2	2
Plaque d'alliage	1,1 %	3	3	4	3	3
Énergie	0,8 %	1	1	3	1	1
Infrastructures CNC	0,0 %	3	3	2	3	3
Air comprimé	0,0 %	3	3	2	3	3
Lubrifiant	0,0 %	3	3	2	3	3
Transport	0,1 %	3	2	2	2	2
Recyclage des copeaux de titane	-0,8 %	3	2	2	2	2
Émissions dues au poids	98,0 %	2	2	5	2	2
Recyclage en fin de vie	0,0 %	3	2	5	2	2
S2 et S3 : SLM	100 %	2	2	5	2	2
Énergie	1,1 %	2	3	3	3	3
Atomisation de la poudre de titane	0,7 %	2	3	4	3	3
Argon gazeux	0,1 %	2	4	2	3	3
Infrastructures SLM	0,1 %	5	3	2	3	3
Air comprimé	0,0 %	2	3	2	3	3
Transport	0,0 %	3	2	2	2	2
Recyclage des copeaux de titane	0,0 %	3	2	2	2	2
Émissions dues au poids	98,0 %	2	2	5	2	2
Recyclage en fin de vie	0,0 %	3	2	5	2	2

Tableau 5-3 : Qualité des données pour l'analyse économique

Processus	Contribution	Qualité des données (économie)				
		Fiabilité	Complétude	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Autres différences technologiques
S1 : CNC	100 %	2	2	4	2	2
Plaque d'alliage	12,7 %	2	1	2	1	2
Vente des copeaux de titane	0,0 %	2	1	2	1	2
Production (machine, travail direct)	16,0 %	2	1	2	1	2
Transport	0,9 %	2	1	2	1	2
Coûts dus au poids	70,4 %	2	2	5	2	2
Revente pour le recyclage en fin de vie	0,0 %	3	2	5	1	2
S2 et S3 : SLM	100 %	2	3	4	2	2
Travail	2,3 %	1	2	4	1	2
Poudre de titane	10,9 %	2	1	2	2	2
Vente des copeaux de titane	0,0 %	3	2	2	1	2
Machine (incluant la maintenance)	21,0 %	3	5	3	2	1
Énergie	0,2 %	2	1	1	1	1
Logiciels et matériel	0,8 %	1	2	2	4	1
Coûts dus au poids	64,7 %	2	2	5	2	2
Revente pour le recyclage en fin de vie	0,0 %	3	2	5	1	2

Tableau 5-4 : Qualité des données par agrégation des processus

Processus	Qualité des données (agrégé)				
	Fiabilité	Complétude	Corrélation temporelle	Corrélation géographique	Autres différences technologiques
S1 : CNC					
Environnement	2	2	5	2	2
Économie	2	2	4	2	2
S2 et S3 : SLM					
Environnement	2	2	5	2	2
Économie	2	3	4	2	2

La qualité des données est assez similaire pour les processus comparés.

La corrélation temporelle est sans surprise une problématique importante lorsqu'on réalise une étude prospective, la longue durée de vie du système à l'étude augmente d'autant plus les incertitudes reliées à la corrélation temporelle des données. L'analyse de sensibilité sur le taux d'actualisation permettra de tester l'influence de ce paramètre sur les résultats.

La complétude des données pour l'analyse économique des scénarios S2 et S3 est également problématique, notamment pour les coûts de la machine. L'analyse de sensibilité sur la productivité de l'impression 3D permettra de tester l'influence de cette donnée sur les résultats.

5.2.4 Analyses de sensibilité

Les termes « scénario principal » et « scénario de sensibilité » seront utilisés afin de distinguer respectivement les résultats avant analyse de sensibilité et après analyse de sensibilité.

5.2.4.1 Nombre de pièces par lot

Cette section présente l'analyse de sensibilité sur le nombre de pièces par lot pour l'impression 3D. L'étude originelle de PCA a utilisé une extrapolation sur des données d'une précédente étude réalisée par EADS et EOS dans laquelle 6 pièces sont produites simultanément. L'analyse de sensibilité permet donc de tester les résultats si 1 seule pièce était produite par lot, en 75 % moins de temps que le processus de référence (M Baumers et al., 2010). Plusieurs paramètres sont influencés par ce changement. En effet, le travail nécessaire à la préparation du processus n'est plus partagé par les 6 pièces produites et est donc entièrement attribué à la pièce étudiée. De plus, la productivité annuelle est également modifiée. Pour rappel, nous avons repris l'hypothèse de l'étude de PCA selon laquelle 850 cm³ étaient produits par semaine, 45 semaines par année. Afin d'estimer la nouvelle production annuelle, nous exprimons le temps de production par la formule suivante : $T = \text{temps de préparation} + \text{temps de processus}$

Pour simplifier le calcul et n'ayant pas les données de postproduction, nous ne présentons pas le temps de postproduction dans cette formule. Soit « T1 » le temps total de production du scénario principal, « T2 » le temps total de production du scénario de sensibilité, « tprep » le temps de préparation et « tproc » le temps de production des 6 pièces à partir desquelles les données de cette étude ont été obtenues.

$$T1 = (t_{\text{prep}} + t_{\text{proc}})/6$$

$$T2 = t_{\text{prep}} + 0,25 \times t_{\text{proc}}$$

La quantité N1 et N2 représentent respectivement la production du scénario principal et la production du scénario de sensibilité. N2 peut être obtenu à partir de N1 par la formule suivante : $N2 = T1/T2 \times N1$

De ce fait, le rapport T1/T2 peut être calculé, et nous obtenons la valeur de 0,536. La production annuelle du scénario de sensibilité peut être donc estimée par 53,6 % de la production annuelle du scénario principal.

Les figures 5-11 et 5-12 présentent les résultats de cette analyse de sensibilité sur le cycle de vie des alternatives, respectivement pour les impacts environnementaux et les coûts.

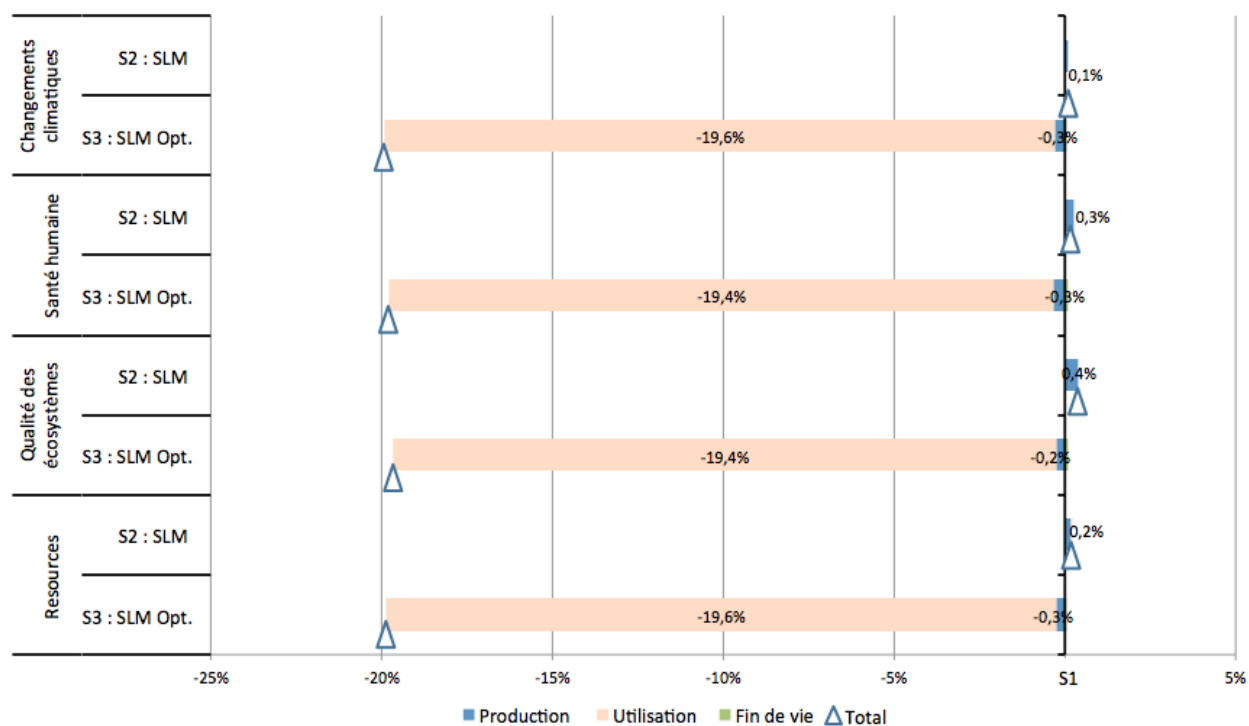


Figure 5-11 : Différences des impacts environnementaux sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (%)

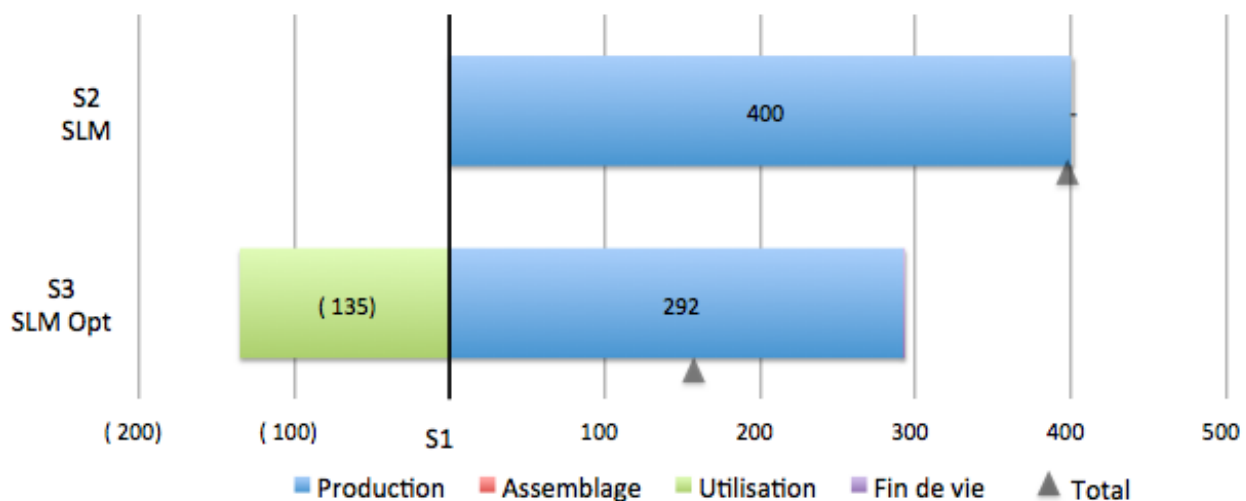


Figure 5-12 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)

Les impacts environnementaux sur le cycle de vie ne présentent presque aucun changement par rapport aux résultats obtenus selon les données de base. Nous pouvons néanmoins remarquer que le scénario S2 est maintenant légèrement supérieur à S1.

Au niveau des coûts, les conclusions changent totalement. En effet, le scénario S2 passe de 83 \$ à 400 \$ supplémentaire par rapport à S1, et le scénario S3 passe de -121 \$ à 157 \$ par rapport à S1. Ainsi, l'impression 3D, même avec amélioration de la topologie, n'est pas préférable à l'usinage traditionnel. Une analyse plus détaillée des coûts à la figure 5-13 nous montre que le travail passe de 24 \$ à 143 \$ pour les scénarios S2 et S3 par rapport à S1, et les coûts indirects passent de respectivement 75 \$ et 29 \$ à 272 \$ et 187 \$ pour les scénarios S2 et S3 par rapport à S1.

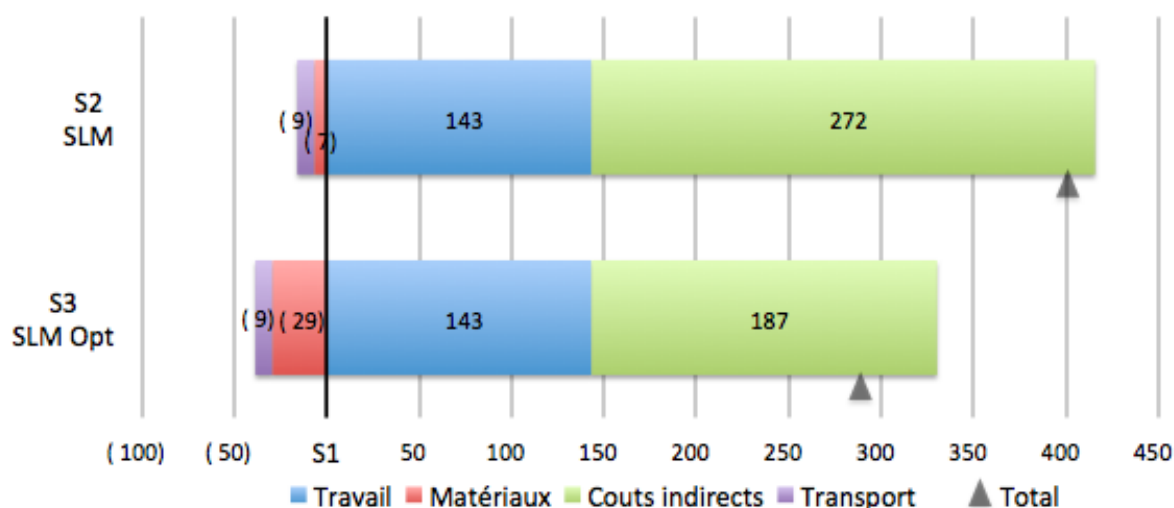


Figure 5-13 : Différences des coûts de production des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)

La figure 5-14 montre que l'investissement supplémentaire de PCA produira un gain économique moindre pour l'opérateur et donc une perte nette sur le cycle de vie.

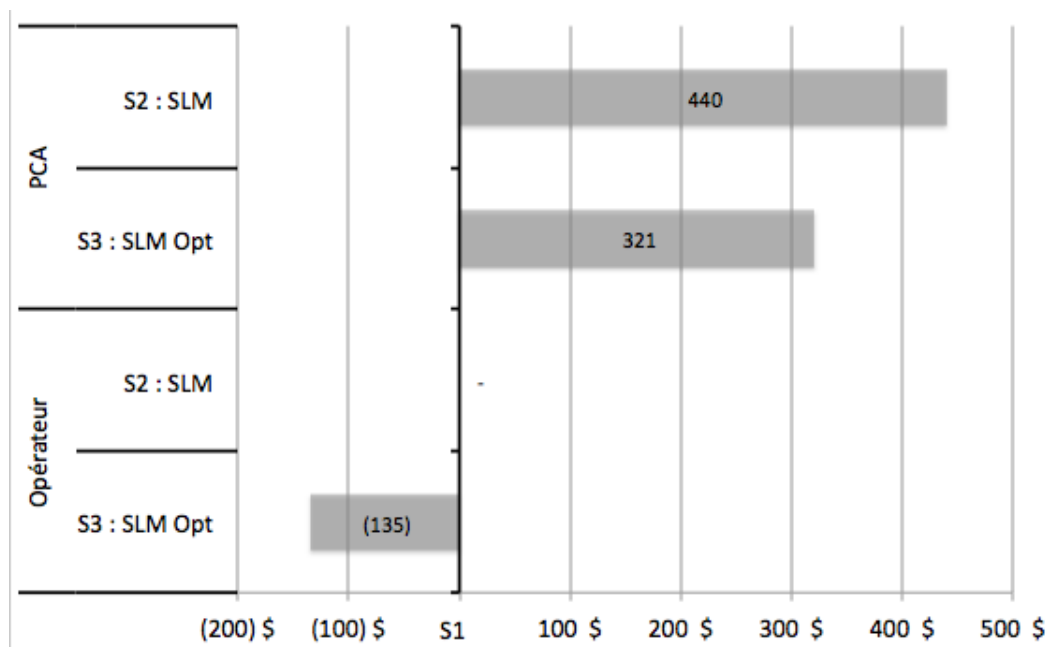


Figure 5-14 : Coûts par acteur sur le cycle de vie des alternative pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D (\$)

La figure 5-15 présente les résultats d'éco-efficacité de l'analyse de sensibilité sur le nombre de pièces par lot. Nous pouvons remarquer que le scénario S2 est dominé par S3, mais qu'il existe un compromis entre S1 et S3. Pour un facteur de compromis 1:1, le scénario S3 est optimal (ligne en pointillés gris). Néanmoins, pour un facteur de compromis supérieur à 2,7 (illustré par le trait en pointillés rouge sur la figure 5-15), c'est-à-dire que la dimension économique a 2,7 fois plus d'importance que la dimension environnementale, ou que le coefficient directeur de la droite reliant l'état actuel et l'état objectif est de 2,7, l'alternative S1 devient optimale.

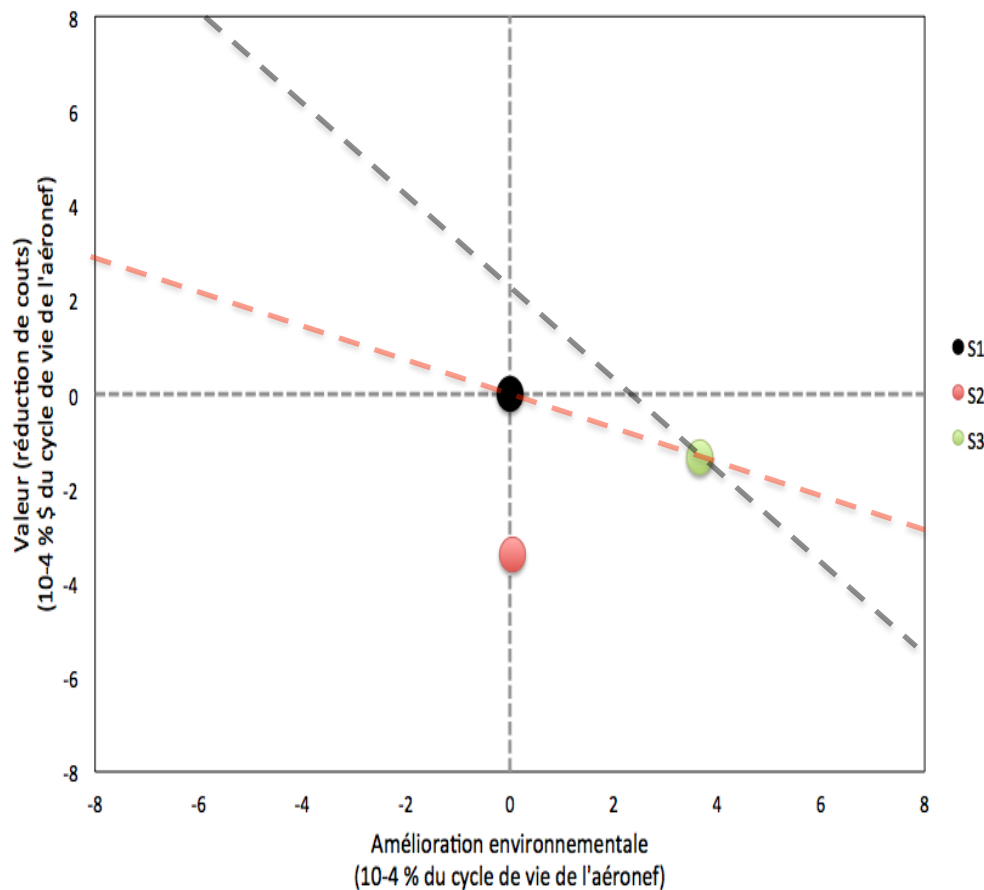


Figure 5-15 : Éco-efficacité sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur la productivité du processus d'impression 3D

5.2.4.2 Coût de la poudre de titane

Le coût de titane a été obtenu de sources internet et n'est donc pas une donnée très fiable. Afin de tester la robustesse des résultats, nous modifions le prix du titane initialement comptabilisé à 300 \$/kg à la valeur maximale trouvée sur internet, soit 700 \$/kg.

Nous pouvons remarquer sur la figure 5-16 que le scénario S2 coûte 234 \$ de plus que S1 sur le cycle de vie (comparé à 83 \$ pour le scénario principal) et que S3 est équivalent à S1 en termes économiques (comparé à -121 \$ pour le scénario principal). La figure 5-17 présente en détail les

coûts de production et nous pouvons remarquer que le coût des matériaux augmente respectivement de 137 \$ et 62 \$ pour S2 et S3 par rapport au scénario principal.

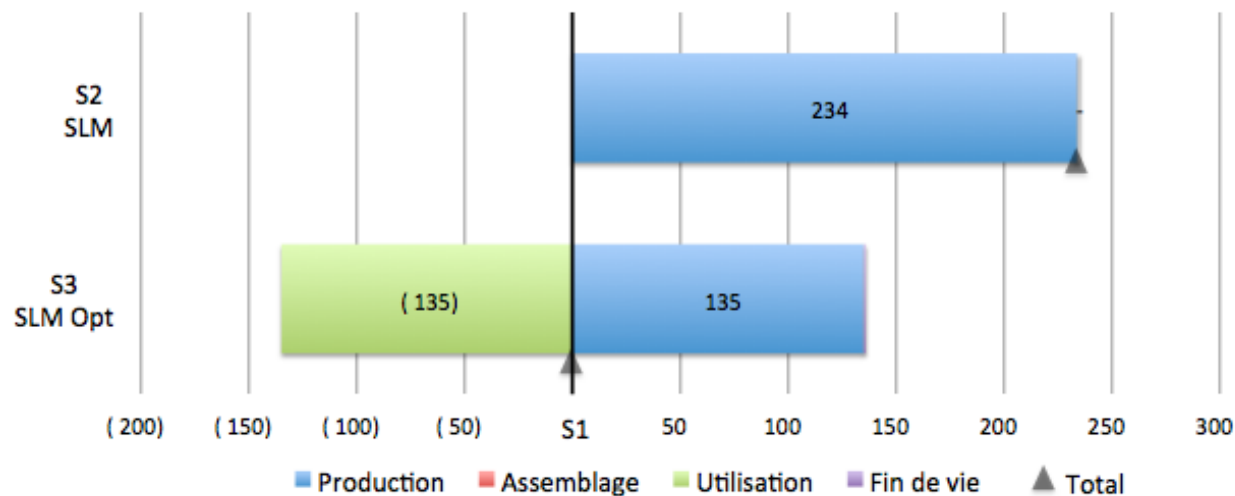


Figure 5-16 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane (\$)

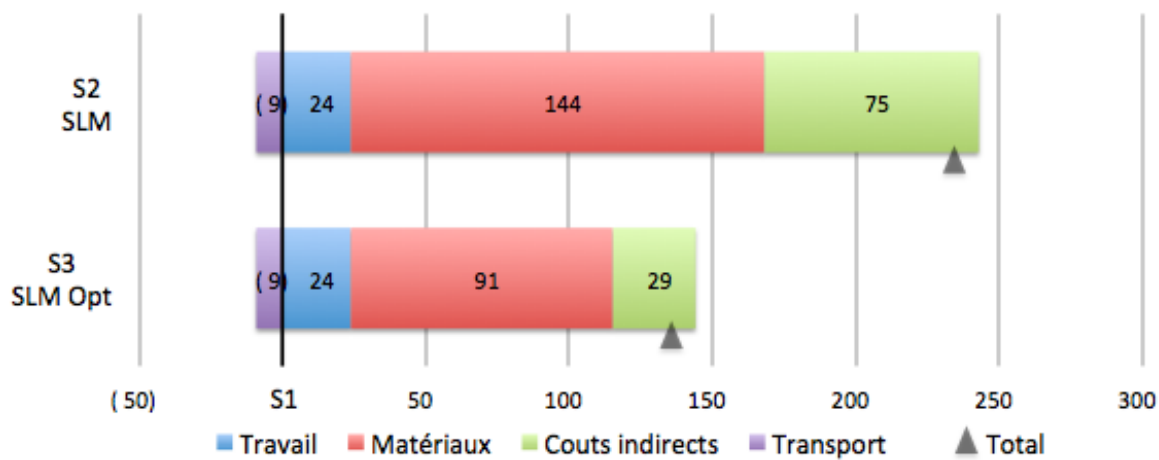


Figure 5-17 : Différences des coûts de production des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane (\$)

La figure 5-18 présente les résultats d'éco-efficience pour l'analyse de sensibilité sur le coût du titane. Nous pouvons remarquer que l'alternative S3 domine S1 et S2. De ce fait, S3 est la solution optimale.

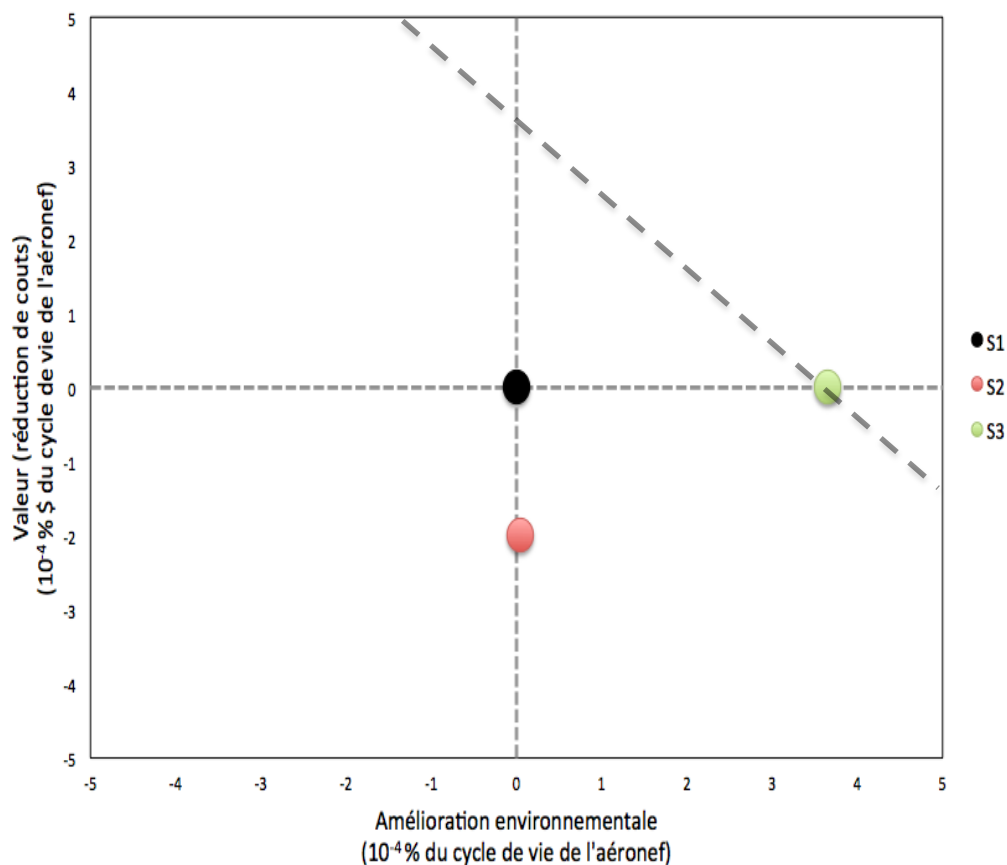


Figure 5-18 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le coût de la poudre de titane

5.2.4.3 Taux d'actualisation

Le taux d'actualisation est un paramètre purement économique et qui dépend de chaque personne, organisation, institution publique ou entreprise. Généralement en entreprise, la borne inférieure du taux d'actualisation est le coût moyen pondéré du capital. De ce fait, nous testons ici le cas où ce taux est égal à 0 %, signifiant ainsi qu'un dollar aujourd'hui est équivalent à un

dollar demain ou dans un siècle. De ce fait, les générations futures ont une importance égale à la société d'aujourd'hui. De plus, la cohérence avec les impacts environnementaux est améliorée puisque ces derniers ne sont pas actualisés.

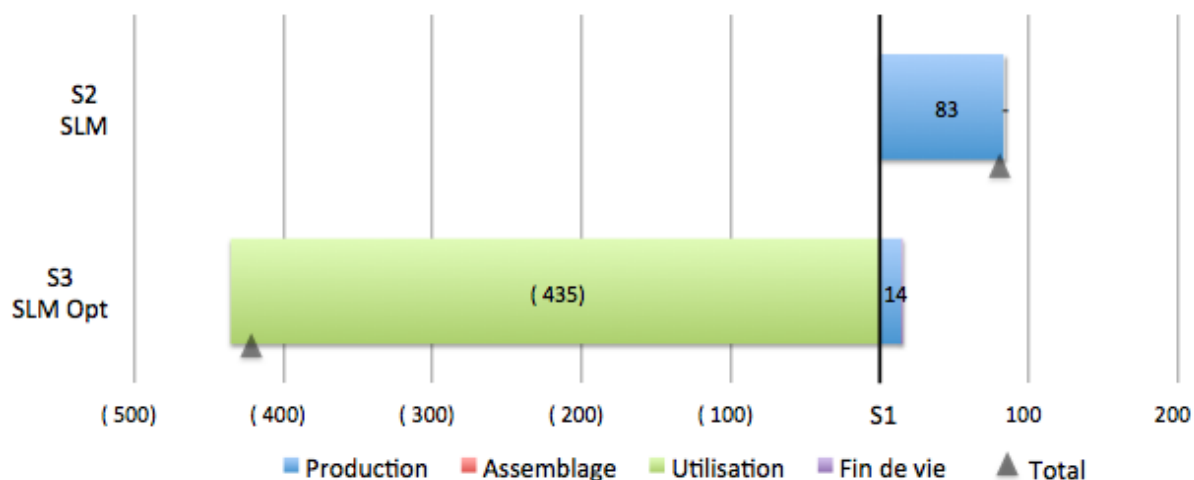


Figure 5-19 : Différences des coûts du cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur le taux d'actualisation (\$)

La figure 5-19 présente les résultats sur les coûts du cycle de vie à un taux d'actualisation de 0 %. Nous pouvons remarquer que les gains économiques pour la phase d'utilisation du scénario S3 augmentent de 300 \$ et rendent la phase de production presque insignifiante. Le scénario de sensibilité de S2 est équivalent au scénario principal puisqu'aucune différence de coûts n'est actualisée.

5.2.4.4 Données de normalisation

La référence pour la normalisation de la dimension économique a été extrapolée à partir du prix de vente de l'aéronef à l'étude. Nous avons supposé que le prix de vente représentait 25 % du coût du cycle de vie. Afin de tester cette hypothèse, nous considérons un scénario de sensibilité pour lequel le prix de vente constitue 10 % des coûts du cycle de vie. La figure 5-20 présente les résultats. La solution optimale est toujours S3 puisqu'elle domine S1 et S2, néanmoins nous pouvons remarquer que la dimension économique ici contribue moins aux coûts du cycle de l'aéronef que le scénario principal et de ce fait, les scénarios S2 et S3 se rapproche de l'axe

horizontal. D'autre part, la figure 5-21 présente l'analyse d'éco-efficience entre les scénarios S1 et S2 supposant que le scénario S3 n'existe pas. Nous pouvons remarquer que pour un facteur de compromis 1:1, le scénario S1 est optimale, néanmoins, à partir d'un facteur de 0,13, c'est à dire que la dimension environnementale a 8 fois plus d'importance que la dimension économique, alors la solution optimale est S2.

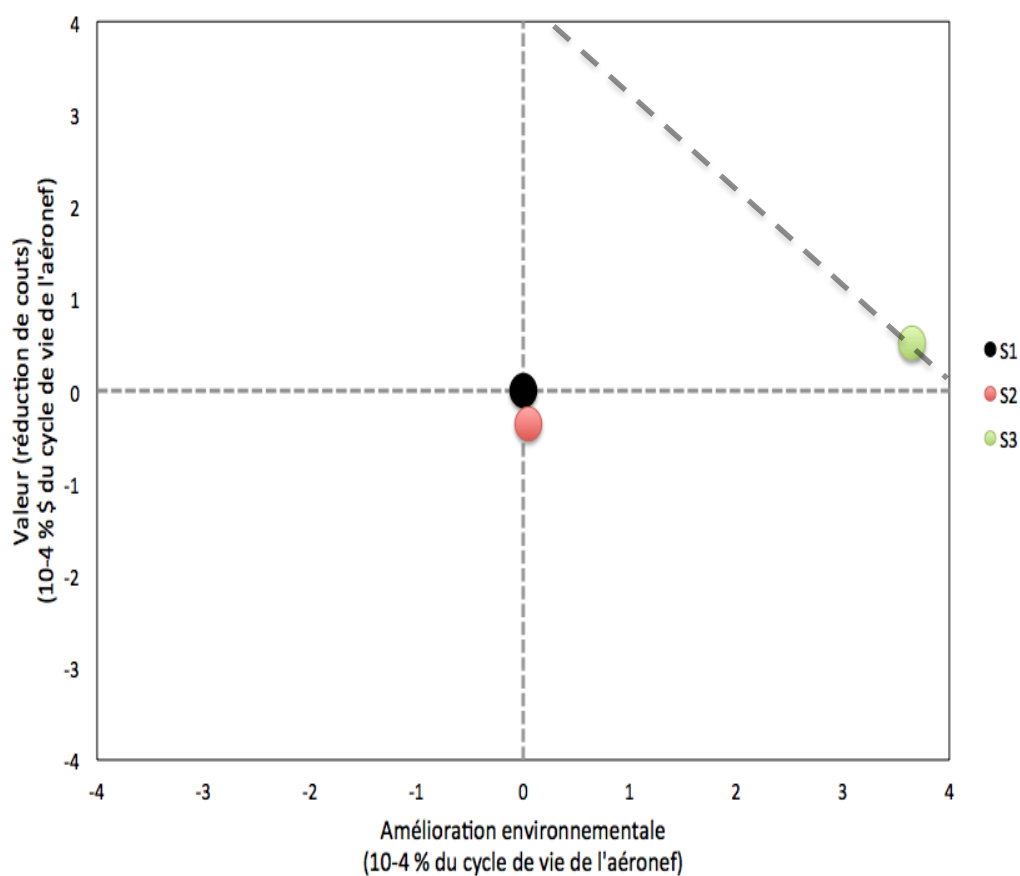


Figure 5-20 : Éco-efficience sur le cycle de vie des alternatives pour le scénario de sensibilité sur les données de normalisation

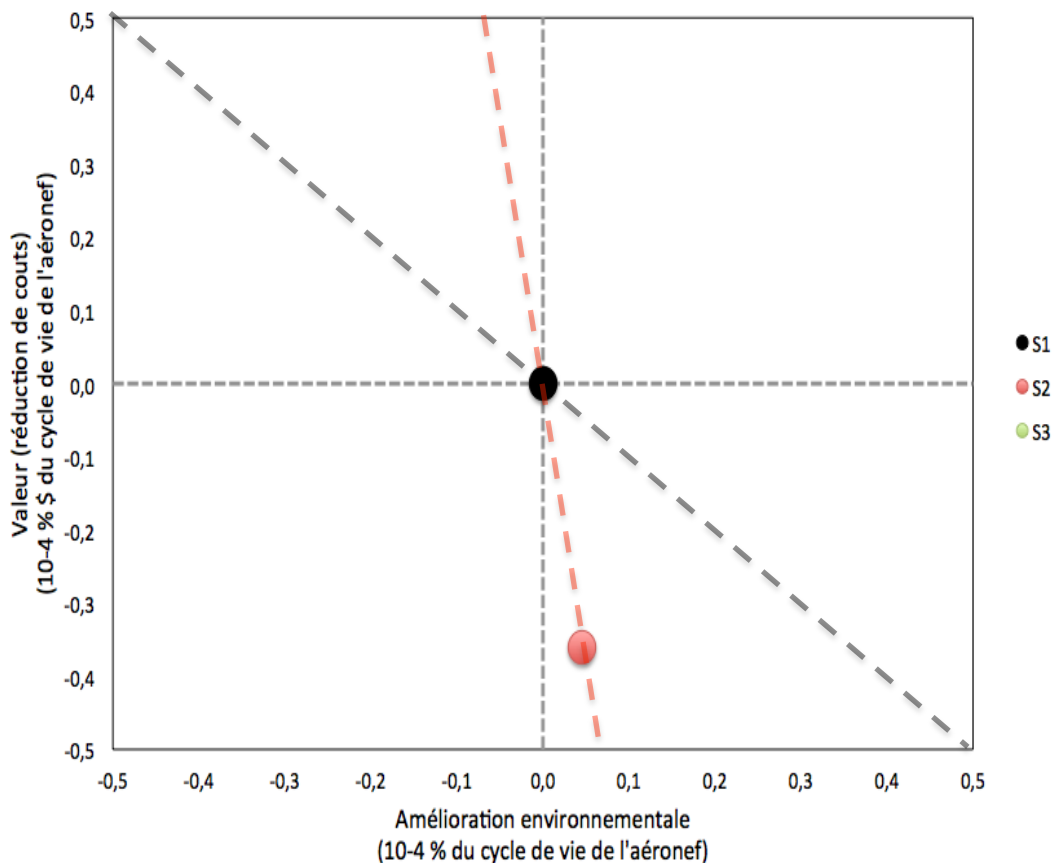


Figure 5-21 : Éco-efficience sur le cycle de vie de S1 et S3 pour le scénario de sensibilité sur les données de normalisation

5.3 Discussion de l'étude de cas

À partir des résultats et des limites présentés ci-dessus, l'impression 3D semble être une alternative intéressante à l'usinage traditionnel, mais uniquement à certaines conditions. En effet, le changement de mode de production seul, sans amélioration de la typologie pièce, n'est pas suffisant puisque l'usinage traditionnel est a priori préférable d'un point de vue d'éco-efficience. De plus, la productivité de la machine pour l'impression 3D est un paramètre essentiel puisque l'analyse de sensibilité sur ce paramètre nous a montré qu'à partir d'un facteur de compromis de 1,4 seulement en faveur de la dimension économique lorsque 1 pièce était traitée par lot,

l'usinage traditionnel serait la solution la plus pertinente. D'autre part, la récente introduction de la technologie influence d'autant plus les coûts de production élevés que peut engendrer l'impression 3D. De ce fait, nous pourrions nous attendre à une réduction des coûts de la machine et de la poudre de titane dans les années à venir. Finalement, d'un point de vue purement environnemental, l'impression 3D sans amélioration de la topologie est équivalente à l'usinage traditionnel, alors qu'avec amélioration de la topologie de la pièce, l'impression 3D est clairement supérieure à l'usinage traditionnel grâce aux gains en phase d'utilisation engendrés par sa réduction de poids.

L'étude que nous avons réalisée présente plusieurs limites. Premièrement, les résultats que nous avons obtenus ne sont pas applicables hors du champ d'étude défini à la section 5.1. De plus, toutes les limites présentées dans l'étude originelle s'appliquent ici, notamment en ce qui concerne les résultats d'inventaire pour l'analyse environnementale qui sont tirées de la base de données « ecoinvent », l'omission de la phase de postproduction pour les scénarios S2 et S3 par manque de données ou encore la validité et la complétude de la méthode d'impact (IMPACT 2002+) pour l'analyse environnementale. À cela s'ajoutent les limites propres à l'analyse économique et à l'éco-efficience :

- Les données de coûts pour le processus par impression 3D ont majoritairement été obtenues de sources internet et de ce fait ne sont pas nécessairement représentatives de la réalité. Les analyses de sensibilité ont montré l'importance de la productivité du processus et du coût du titane;
- Les infrastructures telles que l'usine et l'énergie pour faire fonctionner l'usine, ainsi que tous les coûts indirects d'administration ont été considérés équivalents entre les alternatives. Cette hypothèse n'est pas représentative de la réalité, mais a été retenue afin de simplifier l'étude;
- Les coûts de PCA ont été obtenus par extrapolation sur les coûts de production et non pas par cotation. Toutes les incertitudes sur les coûts de production s'appliquent donc ici;
- Les phases d'utilisation et de fin de vie sont une estimation grossière et ne sont pas représentatives de la réalité puisque les scénarios se déroulent sur 35 ans. Les résultats de

l'analyse de sensibilité sur le taux d'actualisation ont mis en avant l'importance des coûts futurs lorsque le taux d'actualisation est à 0 %;

- La dimension environnementale pour l'éco-efficience ne représente que les catégories d'impacts pour lesquels des objectifs de réduction ont été définis et de ce fait, une grande partie des résultats d'inventaire ne transparaissent pas dans les résultats d'éco-efficience; et
- Les données de normalisation pour la dimension économique ont été obtenues par extrapolation ce qui crée un décalage avec les données de référence pour la dimension environnementale obtenue d'une étude réalisée par notre partenaire sur l'aéronef à l'étude. Néanmoins, les résultats de notre étude n'ont pas été altérés par ces données puisque le scénario S3 dominait les autres alternatives.

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Nous avons proposé dans le chapitre 4 un modèle d'éco-efficience afin de répondre à la problématique de notre partenaire. Néanmoins, le modèle que nous proposons se base sur plusieurs hypothèses et simplifications afin de faciliter son opérationnalisation. De plus, le concept même d'éco-efficience présente plusieurs limites afin de répondre aux enjeux de développement durable. Nous revenons donc dans ce chapitre sur les principales forces et faiblesses du modèle proposé, et nous présentons ensuite les limites de l'éco-efficience

Une des principales forces du modèle que nous proposons est son ancrage dans une vision cohérente en rapport avec les objectifs fixés. En effet, les modèles d'éco-efficience proposés généralement dans la littérature ne donnent aucune indication concernant l'interprétation des résultats d'éco-efficience. Certaines exceptions, à l'instar du modèle de BASF, proposent une interprétation, mais aucun lien avec le niveau macro (échelle d'étude plus grande, par exemple l'industrie aéronautique est un niveau macro lorsqu'une hélice d'hélicoptère est le niveau micro) n'est montré et de ce fait le décideur avance sans pour autant savoir où il se dirige. Le modèle que nous proposons aide ainsi à comprendre le contexte de la prise de décision ce qui permet une meilleure acceptabilité des résultats au sein de l'entreprise. De plus, le choix du facteur de compromis lors de l'interprétation permet une meilleure flexibilité et une analyse de sensibilité sur ce facteur permet de mettre en évidence les limites de la prise de décision.

Cette relation avec le niveau macro apporte des possibilités supplémentaires au niveau stratégique. En effet, la figure 4-2 présente une disposition hétérogène des composantes de l'état de référence (pour lequel des objectifs ont été fixés). De ce fait, appliquer une même stratégie pour toutes ces composantes peut s'avérer inefficace en fonction de la position de la composante (il ne sert à rien de donner une grande importance à la dimension environnementale pour des composantes qui affichent déjà un score environnemental très faible) et en fonction de la nature de la composante (les prévisions technologiques permettent de situer les améliorations environnementales et économiques possibles pour un type de composante donné). Prenons par exemple le cycle vie d'un aéronef comme état de référence. Les objectifs fixés en rapport avec l'aéronef peuvent être décomposés en sous-objectifs relatifs au fuselage, aux composantes

électroniques, moteur, etc. Ces sous-objectifs peuvent ensuite être appliqués à toutes les composantes appartenant à une même catégorie (composantes du fuselage, composantes électroniques, etc.) et cela permet ainsi une meilleure cohérence entre les objectifs au niveau macro et les éléments traités au niveau micro. Lorsque tous les sous-objectifs sont atteints, alors l'objectif initial est également atteint, et ce par une meilleure répartition du facteur de compromis entre les composantes.

Par ailleurs, l'affichage par score unique est souvent critiqué en éco-efficience, et plus généralement lors d'une analyse pour le développement durable. Lorsqu'un compromis est réalisé entre la dimension environnementale et économique, il est dissimulé derrière ce score et la transparence des résultats est perdue au profit du modèle purement quantitatif. L'interprétation perd de la même manière en qualité. Le modèle d'éco-efficience que nous proposons contourne cette problématique en affichant les résultats sur un diagramme XY et de ce fait, les éventuels compromis sont facilement visibles par le décideur.

Le modèle que nous proposons se distingue également par sa simplicité en termes pratiques. En effet, lors de la collecte des données, seuls les processus qui diffèrent entre les alternatives sont pris en compte. L'analyse d'éco-efficience qui suit est cohérente avec cette hypothèse puisque la valeur et les impacts environnementaux ont été définis comme la variation par rapport au scénario de base. La collecte des données, qui demande le plus d'effort lors d'une analyse d'éco-efficience, est ainsi simplifiée. De plus, l'incertitude reliée aux processus identiques entre les alternatives est éliminée. Au niveau du calcul, la cohérence entre l'AeCV et l'AcCV est également facilement maintenue puisque les données de maintenance utilisées pour estimer les coûts d'utilisation servent de base de calcul des flux de référence pour l'éco-efficience.

Finalement, la méthode de pondération des impacts environnementaux choisie permet non seulement de tenir compte des objectifs de réductions prévues par le secteur, mais également de tenir compte de paramètres purement écologiques par la mise à niveau des dommages à l'état objectif, et de ce fait facilite l'acceptabilité des résultats par les différents points de vue qui peuvent exister.

Le modèle que nous proposons présente également plusieurs faiblesses et limites quant aux hypothèses qui ont été statuées afin de faciliter son opérationnalisation.

Tout d'abord, l'éco-efficience est une stratégie incomplète pour répondre aux défis du développement durable, car la dimension sociale n'est pas prise en compte. Il est donc essentiel, après une bonne maîtrise du modèle d'éco-efficience développé, que les décideurs intègrent l'aspect social de manière quantitative ou qualitative de manière cohérente avec l'AcCV et l'AeCV. Certains modèles d'éco-efficience dans la littérature ont intégré la dimension sociale dans le calcul (Charmondusit, Phatarachaisakul, & Prasertpong, 2013; I. Schmidt et al., 2004; Marco Weiss et al., 2012).

Ensuite, l'objectif de l'éco-efficience est de réduire les impacts environnementaux à un niveau global. Pour rappel, la formule IPAT est l'une des formes de présentation des leviers qui génèrent des impacts environnementaux. Le T , qui représente les impacts environnementaux par unité de richesse, est le levier sur lequel agit l'éco-efficience. Néanmoins, le modèle d'éco-efficience que nous proposons s'éloigne quelque peu de la définition du WBCSD et permet plutôt de se rapprocher efficacement d'un état objectif. Il n'y a donc a priori pas de lien avec T . Lorsque nous regardons de plus près, nous pouvons remarquer que la définition des objectifs en soi devient une modélisation à part entière et peut prendre en considération des mécanismes plus complexes tels que l'évolution des technologies, les effets rebonds, etc. De ce fait, la définition de l'état objectif agit directement sur T et répond aux défis de l'éco-efficience tels qu'avancés par la formule IPAT et le WBCSD.

D'autre part, le modèle que nous proposons se base sur la définition des objectifs. Or, pour les impacts environnementaux, il est complexe de définir une réduction environnementale puisque ces derniers sont agrégés en un score unique. Il y a donc premièrement une perte de la transparence des résultats, même si une analyse environnementale indépendante est réalisée, mais également une complexité supplémentaire afin de définir un niveau environnemental à atteindre. En effet, une fois agrégé, le score environnemental peut être obtenu par différentes combinaisons d'impacts environnementaux. Ce point n'est pas traité dans cette recherche bien qu'il soit essentiel à l'efficacité d'une démarche stratégique. La normalisation de la dimension économique a permis pour l'instant de contourner cette problématique en introduisant une préférence subjective entre les deux dimensions de l'éco-efficience, mais la relation avec le niveau macro pour répondre de manière plus efficace au développement durable (décomposition de l'état de référence en sous-objectifs, relation avec T) n'est pas mise à profit.

Le calcul de la dimension environnementale pour l'éco-efficience est également biaisé puisque seules les catégories d'impact pour lesquelles des objectifs de réduction ont été définis sont prises en compte. De ce fait, toutes les autres catégories (et dans notre cas les résultats d'inventaire pour lesquels des objectifs n'ont pas été définis) sont mises à l'écart lors de la prise de décision. Néanmoins, l'information n'est pas totalement perdue puisqu'une analyse environnementale indépendante doit être réalisée tenant compte de tous les contributeurs pertinents aux impacts environnementaux sur le cycle de vie du système à l'étude.

De plus, le calcul de la dimension environnementale implique des données de référence, et afin de pallier aux biais, une mise à jour des données doit être effectuée sur une base régulière. Le calcul des données de référence, si nous prenons le cycle de vie d'un aéronef par exemple, implique un coût important et ceci peut être vu comme un frein à l'opérationnalisation du modèle. Néanmoins, le coût de collecte des données de référence peut être imputé à un niveau stratégique élevé afin de mieux diriger les décideurs sur une multitude de projets, mais également pour la communication des accomplissements, et de ce fait est dissous dans une masse financière importante au sein de l'entreprise. Pour la dimension économique, cela peut s'éviter lorsque les objectifs sont définis en unité monétaire ce qui évite l'étape de normalisation des données. Néanmoins, le calcul des données de l'état actuel peut être utilisé afin de mieux définir les objectifs.

Le modèle que nous proposons estime la valeur (dimension économique) par la réduction de coûts relative aux acteurs considérés, et de ce fait seuls les coûts sont considérés. Un calcul plus précis aurait été pertinent en intégrant les bénéfices, par exemple la VAN. Néanmoins, dans une optique opérationnelle, il est quasi-impossible de faire correspondre les bénéfices apportés par le choix d'une alternative au niveau micro et la réduction de coûts pour une équivalence fonctionnelle est donc une bonne estimation de la valeur.

D'autre part, l'éco-efficience implique une cohérence dans le calcul de la dimension environnementale et économique. Le modèle que nous proposons intègre l'AeCV attributionnelle et l'AcCV environnementale. Certaines catégories de coûts ne peuvent donc pas être prises en compte, bien que parfois pertinentes, car elles ne respectent pas les critères de l'AeCV attributionnelle. Nous pouvons prendre l'exemple des coûts liés à la perte de capacité de passager, ou encore les coûts liés à l'augmentation ou la réduction des volumes de ventes en

rapport avec les coûts d'opération. Néanmoins, ce type d'estimation apporte une incertitude supplémentaire lors du calcul et peut être réalisé en parallèle et apporté en support lors de l'interprétation.

De plus, l'AcCV peut prendre la perspective de l'un des acteurs et ne couvre pas nécessairement tout le cycle de vie physique. Les coûts peuvent donc être transférés d'un acteur à l'autre, et donc d'une phase à l'autre sur le cycle de vie. Néanmoins, l'intérêt de l'utilisateur est également l'intérêt du producteur, car l'utilisateur crée de la valeur pour le producteur. Les objectifs pour le producteur sont donc intimement liés à ceux du cycle de vie de l'aéronef, car ces derniers incluent la phase d'utilisation.

Finalement, si seule la perspective de PCA est prise en compte, les catégories de coûts génériques de la phase de production et d'assemblage doivent être développées davantage afin de mieux refléter la réalité. L'intégration de catégories de coûts internes spécifiques à la structure de coûts de PCA est une première étape. Cela peut ensuite être raffiné par la prise en compte de catégories de coûts spécifiques à la protection de l'environnement (EPA).

Le principe d'éco-efficience présente plusieurs limites afin de répondre aux enjeux de développement durable : « Without a fundamental rethinking of the structure and the reward system of commerce, narrowly focused eco-efficiency could be a disaster for the environment by overwhelming resource savings with even larger growth in the production of the wrong products, produced by the wrong process, from the wrong materials, in the wrong place, at the wrong scale, and delivered using the wrong business models » (Hawken, Lovins, & Lovins, 1999). Les auteurs de Natural Capitalism proposent une réorientation du système capitaliste en élargissant le concept d'éco-efficience selon 4 volets: la productivité radicale des ressources, le biomimétisme, l'économie basée sur les services et l'investissement dans le capital naturel. Le premier reprend simplement l'éco-efficience telle que définie par le WBCSD. Le biomimétisme représente entre autre l'économie à boucle fermée et les principes d'écologie industrielle. L'économie basée sur les services est un état embryonnaire de la stratégie de décommodisation présentée dans le chapitre 2, mais ne peut être considérée de la même manière, car les stratégies élargies de l'éco-efficience ne prônent que la réorientation de la société capitaliste en faisant fonctionner les marchés.

Boulanger (2010) associe les caractéristiques suivantes aux défenseurs de l'éco-efficience : la confiance en l'amélioration technologique comme la solution au développement durable; la confiance accordée aux entreprises comme principal acteur du changement, en laissant pour compte le rôle du consommateur et du citoyen; la confiance dans les marchés; la confiance accordée à la croissance économique, qui serait durable si on appliquait le principe du « berceau au berceau ». Nous présentons ainsi quelques limites de cette stratégie en référence à ces caractéristiques.

Tout d'abord, l'éco-efficience présente des effets rebonds inhérents au concept (voir section 2.1.2.1). Ensuite, l'éco-efficience associée à la vision du « berceau au berceau » mènerait, selon les défenseurs de cette stratégie, à la durabilité. La vision du « berceau au berceau » repose sur trois critères : les déchets sont de la nourriture, utiliser l'énergie solaire et célébrer la diversité (McDonough & Braungart, 2002). Le premier principe vise à intégrer des nutriments dans les produits et ainsi permettre une récupération à 100% des déchets, une partie se décomposant dans la nature (nutriments biologiques) et l'autre étant réutilisée par l'industrie (nutriments techniques), la figure 2-2 présente ce principe. Le second principe préconise l'utilisation de sources d'énergie renouvelables. Enfin, le dernier principe met en avant la diversification des produits et des services selon la culture, l'environnement ou l'économie locale, et place l'être humain comme bienfaisant de la nature et non comme source de dommages. McDonough et Braungart (2002) prônent ainsi une stratégie d'éco-efficacité, par opposition à l'éco-efficience. Selon les auteurs, le principe d'éco-efficience est synonyme de limitations et de décyclage (réduction de la valeur des matériaux une fois recyclés) en s'acharnant à améliorer des produits et processus non durables alors que l'éco-efficacité permet de repenser les choses de telle sorte à être en symbiose avec l'environnement. Nous présentons plus en détail la différence entre les termes efficience et efficacité dans la section 2.2.2.1. Néanmoins, même associé à l'éco-efficience, et dans un futur qui correspond à son contexte de performance (utilisation d'une énergie plus propre, installations de recyclage pour plus de produits, association avec l'éco-efficience pour calculer le compromis entre la conservation des ressources et l'utilisation de l'énergie, etc.), le concept du « berceau au berceau » présente des limites intrinsèques (Abukhader, 2008; Bjørn & Hauschild, 2013).

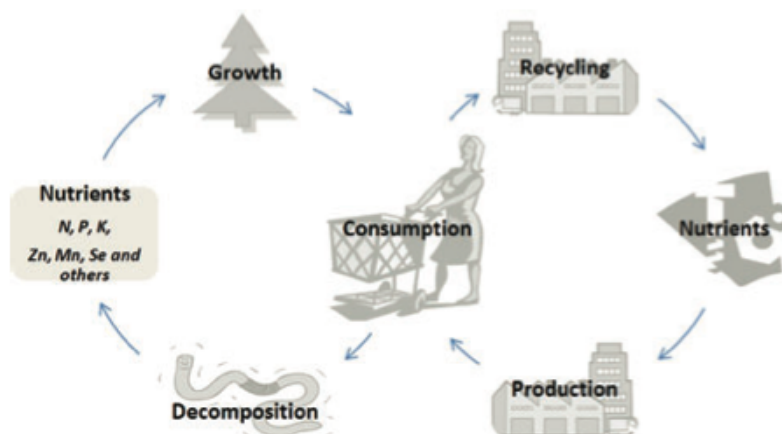


Figure 6-1 : Le cycle des nutriments techniques et biologiques (Bjørn & Hauschild, 2013)

En effet, l'ajout non contrôlé de nutriments biologiques dans la nature n'est pas nécessairement bénéfique. Ainsi, chaque espèce réagit différemment selon la concentration de nutriments, et la modification de cette concentration favorise la croissance de certaines espèces au détriment des autres. Cela peut mener dans le pire des cas à une perte de la biodiversité (Reay, McCool, & Withell, 2011). On peut prendre pour exemple la monoculture (Bjørn & Hauschild, 2013) ou encore l'introduction de graines dans l'emballage de glaces (Reay et al., 2011). D'autre part, même si un système à boucle fermée qui permet la réutilisation ou le recyclage à 100% des matériaux est instauré, il y aura toujours un besoin de ressources vierges pour nourrir la croissance (Bjørn & Hauschild, 2013). Ce point est également soutenu par l'Agence Européenne pour l'Environnement : "even maximum recycling cannot cover all EU demand for resources. This is due to the accumulation of goods in a growing EU economy, for example in the construction sector, which acts as a long-term store for materials, making them unavailable for recycling for many years" (European Environmental Agency, 2010). De plus, comme pour l'ajout de nutriments biologiques dans la nature, l'augmentation de l'utilisation des terres pour produire des biomatériaux et de la nourriture, dans un contexte de croissance économique continue, implique nécessairement une perte de la biodiversité à une échelle globale (Bjørn & Hauschild, 2013).

Finalement, une dernière limite à l'éco-efficience concerne les valeurs qui sont véhiculées par cette stratégie. Huesemann et Huesemann (2011) montrent que la technologie, et l'efficacité en général, n'est pas neutre en soi. De plus, l'illusion de cette neutralité est un danger pour la société

et l'environnement, car l'Homme est biaisé dans ses choix. Premièrement, la définition même de l'efficacité a une forte connotation de valeurs. En effet, d'un point de vue technique, l'efficacité est la continuelle quête de « plus kilomètres par litre », « plus de lumière par kilowattheure », « plus de produits de consommation par unité d'énergie et de matériaux », « plus de matériaux par heure de travail », etc. De ce fait, l'optimisation continuelle des technologies renforce des valeurs et objectifs matérialistes au détriment des valeurs non matérialistes. La définition de valeurs sociales est ainsi prioritaire à l'amélioration de l'efficacité et des technologies pour ne pas promouvoir une croissance non durable et prévenir un effondrement social et environnemental. D'autre part, l'illusion de la neutralité technologique pousse les personnes à accepter les technologies, quelles qu'en soient les conséquences sociales et environnementales. En effet, si les technologies étaient objectives, il n'y aurait pas de questions à se poser. Mais les technologies, encouragées par les avis d'experts dans différents domaines, sont poussées par les grandes entreprises et les agences gouvernementales, qui emploient ces mêmes experts. Alors que les grandes entreprises ne cherchent souvent qu'à maximiser leurs profits, les technologies sont promues, et acceptées, au détriment des conséquences sociales et environnementales qu'elles peuvent dissimuler.

Afin de palier à ces limites, l'éco-efficacité doit être utilisé de manière complémentaire avec d'autres stratégies pour le développement durable, par exemple celles présentées par Boulanger (2010), afin de répondre de manière efficace aux enjeux de développement durable.

CONCLUSION

Dans le cadre de cette recherche, nous avons proposé un modèle d'éco-efficience afin d'aider notre partenaire à intégrer les résultats de l'AeCV et de l'AcCV dans les choix de conception des produits. Ce modèle s'inspire de l'éco-efficience marginale par facteur de compromis proposé par Gjalt Huppés et Ishikawa (2005b) et se distingue par sa simplicité d'implantation, notamment par l'intégration directe des coûts évitant ainsi de passer par des estimations complexes de la valeur, mais également en tenant compte uniquement des différences entre les alternatives, ce qui facilite l'étape laborieuse de collecte des données et réduit de la même manière l'incertitude sur les résultats. L'intégration du modèle dans une perspective plus large en rapport avec des objectifs procure par ailleurs une flexibilité et une cohérence pour les décideurs et facilite son implantation à tous les niveaux de l'entreprise.

Le modèle d'éco-efficience a permis d'établir les opportunités d'amélioration des impacts environnementaux, mais également des coûts par l'implantation de l'impression 3D comme alternative de production d'un bloqueur de portes d'avion lorsque une amélioration de la topologie de la pièce était réalisée. Néanmoins, un compromis sur les coûts devait être fait lorsque la productivité de la machine pour l'impression 3D était réduite. D'autre part, l'impression 3D est une technologie récente et avec le temps les coûts de la machine et de la poudre de titane devraient diminuer.

Nous avons également présenté dans le chapitre 6 plusieurs possibilités afin d'améliorer le modèle proposé. Premièrement, la définition des objectifs pourrait constituer une étape à part entière dans la poursuite de l'éco-efficience à un niveau macro. Ensuite, la corrélation entre les objectifs de réduction des différentes catégories d'impact et d'un objectif de réduction agrégé pour la dimension environnementale est un élément clé du modèle sans quoi l'interprétation est sujette à des estimations subjectives du facteur de compromis. D'autre part, une modélisation plus conséquente de l'AeCV permettrait d'intégrer au niveau de l'AcCV des catégories de coûts prospectifs et augmenterait ainsi la pertinence des résultats pour mieux représenter la réalité. Finalement, l'intégration de l'aspect social dans la prise de décision est nécessaire pour répondre à la problématique d'opérationnalisation des enjeux de responsabilité environnementale.

et sociale des entreprises, le modèle d'éco-efficience gagnerait donc à intégrer une troisième dimension représentant les impacts des produits sur les enjeux sociaux.

BIBLIOGRAPHIE

- Abukhader, S. M. (2008). Eco-efficiency in the era of electronic commerce – should ‘Eco-Effectiveness’ approach be adopted? *Journal of Cleaner Production*, 16(7), 801-808. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.04.001>
- Ackerman, F., & Heinzerling, L. (2004). *Priceless: Human Health, the Environment and the Limits of the Market*. New York: New Press.
- Airbus. (2014). Eco-efficiency. Retrieved 7 novembre, 2014, from <http://www.airbus.com/innovation/eco-efficiency/>
- Airbus environment. (2013). Sustainable Aviation - Environmental Innovations.
- Alcott, B. (2008). The sufficiency strategy: Would rich-world frugality lower environmental impact? *Ecological Economics*, 64(4), 770-786.
- Arrow, K. J. (1951). Social choice and individual values. *Wiley, New York*.
- Atzeni, E., Iuliano, L., Marchiandi, G., Minetola, P., Salmi, A., Bassoli, E., . . . Gatto, A. (2014). *Additive manufacturing as a cost-effective way to produce metal parts*. Paper presented at the 6th International Conference on Advanced Research in Virtual and Physical Prototyping, VR@P 2013, October 1, 2013 - October 5, 2013, Leiria, Portugal.
- Atzeni, E., Iuliano, L., Minetola, P., & Salmi, A. (2010). Redesign and cost estimation of rapid manufactured plastic parts. *Rapid Prototyping Journal*, 16(5), 308-317.
- Australian Department of Defense. (1998). *Life-cycle costing in the Department of Defence*. : .
- Australian/New Zealand Standard. (1999). Life cycle costing—An application guide (Vol. 4536).
- Bancock, G., Baxter, R., & Davis, E. (1998). *The Penguin Dictionary of Economics*. Londres: Penguin Books.
- BASF. (2014). Eco-efficiency Analysis. Retrieved 14 novembre, 2014, from <http://www.basf.com/group/corporate/en/sustainability/eco-efficiency-analysis/eco-efficiency-analysis>
- Baumers, M., Tuck, C., Hague, R., Ashcroft, I., & Wildman, R. (2010). *A comparative study of metallic additive manufacturing power consumption*. Paper presented at the Proceedings of the 2010 Solid Freeform Fabrication Symposium, The University of Texas at Austin, Austin, TX, 9-11 August.
- Baumers, M., Tuck, C., Wildman, R., Ashcroft, I., Rosamond, E., & Hague, R. (2013). Transparency Built-in: Energy Consumption and Cost Estimation for Additive Manufacturing Baumers et al. Energy and Cost Estimation for Additive Manufacturing. *Journal of Industrial Ecology*, 17(3), 418-431. doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00512.x
- Bickel, P., Friedrich, R., Droste-Franke, B., Bachmann, T., Gressmann, A., Rabl, A., . . . Hurley, F. (2005). *ExternE Externalities of Energy Methodology 2005 Update*.

- Björk, H., & Rasmuson, A. (2002). A method for life cycle assessment environmental optimisation of a dynamic process exemplified by an analysis of an energy system with a superheated steam dryer integrated in a local district heat and power plant. *Chemical Engineering Journal*, 87(3), 381-394.
- Bjørn, A., & Hauschild, M. Z. (2013). Absolute versus Relative Environmental Sustainability. *Journal of Industrial Ecology*, 17(2), 321-332. doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00520.x
- Blanchard, B. S. (1978). *Design and manage to life cycle cost*. Portland: M/A Press.
- Blanchard, B. S., & Fabrycky, W. J. (1998). *Systems engineering and analysis*. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Boeing. (2014). 2014 Environment Report - New Technology.
- Boulanger, P.-M. (2010). Three strategies for sustainable consumption. *S.A.P.I.E.N.S.*, 3(2). <http://sapiens.revues.org/1022>
- Brown, P. M., & Cameron, L. D. (2000). What can be done to reduce overconsumption? *Ecological Economics*, 32(1), 27-41.
- Caccia, C. (2001). *The politics of sustainable development (Hammond Lecture Series ed.)*: Guelph University.
- Charmondusit, K., Phatarachaisakul, S., & Prasertpong, P. (2013). The quantitative eco-efficiency measurement for small and medium enterprise: a case study of wooden toy industry. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 1-11. doi: 10.1007/s10098-013-0693-4
- Chertow, M. R. (2000). The IPAT Equation and Its Variants. *Journal of Industrial Ecology*, 4(4), 13-29. doi: 10.1162/10881980052541927
- Ciroth, A. (2009). Cost data quality considerations for eco-efficiency measures. *Ecological Economics*, 68(6), 1583-1590. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.08.005
- Common, M. (2007). Measuring national economic performance without using prices. *Ecological Economics*, 64(1), 92-102.
- Curran, M. A. (1996). Environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(3), 179-179.
- D'Agosto, M., & Ribeiro, S. K. (2004). Eco-efficiency management program (EEMP)—a model for road fleet operation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(6), 497-511. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2004.09.001>
- Daly, H. (1996). *Beyond Economic Growth: The Economics of Sustainable Development*. Boston: Beacon Press.
- Défense nationale. (2014). *Capacité de la prochaine génération de chasseurs, Mise à jour annuelle*.
- Dhillon, B. (1989). *Life Cycle Costing: Techniques, Models and Applications* : Taylor & Francis.
- Dhillon, B. (2013). *Life cycle costing: techniques, models and applications* : Routledge.

- Drexhage, J., & Murphy, D. (2010). Sustainable development: from Brundtland to Rio 2012. Background paper prepared for consideration by the High Level Panel on Global Sustainability at its first meeting 19 September 2010.
- Eckelman, M. J., Ciacchi, L., Kavlak, G., Nuss, P., Reck, B. K., & Graedel, T. E. (2014). Life cycle carbon benefits of aerospace alloy recycling. *Journal of Cleaner Production*, 80, 38-45. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.05.039
- Ellram, L. M. (1995). Activity-based costing and total cost of ownership: a critical linkage. *Journal of Cost Management*, 8(4), 22-30.
- European Commission. (2015). Reducing emissions from aviation. *Climate Action*. Retrieved 13 avril, 2015, from http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/aviation/index_en.htm
- European Environmental Agency. (1999). Making Sustainability Accountable: Eco-efficient Innovation. Copenhagen: European Environmental Agency.
- European Environmental Agency. (2010). The European environment: State and look 2010-Material resources and waste. Copenhagen, Denmark: EEA.
- European Parliament and Council Directive 94/62/EC of 20 December 1994 on packaging and waste (1994).
- Finkbeiner, M., Ruhland, K., Cetiner, H., Binder, M., & Stark, B. (2000). *Life cycle engineering as a tool for design for environment*. Paper presented at the Total Life Cycle Conference and Exposition, April 26, 2000 - April 28, 2000, Detroit, MI, United states.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., . . . Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 91(1), 1-21.
- Finnveden, G., & Moberg, Å. (2005). Environmental systems analysis tools – an overview. *Journal of Cleaner Production*, 13(12), 1165-1173. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.004>
- Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Egli, N., & Hildesheimer, G. (2006). Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. *Berne, Switzerland*.
- Fuller, S., & Petersen, S. (1996). Life-cycle costing manual for the federal energy management program, 1995 Edition. *NIST handbook*, 135.
- Gershuny, J. (1983). *Social innovation and the division of labour*. Oxford: Oxford University Press.
- Glade, M. (2005). *Modélisation des coûts de cycle de vie : prévision des coûts de maintenance et de la fiabilité. Application à l'aéronautique*. (Doctorat), École Centrale de Lyon.
- Goedkoop, M. (1995). The eco-indicator 95. *Final Report, PRe Consultants, Amersfoort, The Netherlands*.
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (1999). The Eco-indicator 99, Methodology report. A damage oriented LCIA Method. *The Hague, The Netherlands: VROM*.
- Gregory, R. N. (1992). *The impact of life cycle cost on procurement decisions*. Paper presented at the 1992 SAE Aerospace Atlantic, April 7, 1992 - April 10, 1992, Dayton, OH, United states.

- Gross, D. (2013). Obama's speech highlights rise of 3-D printing. *CNN Tech*. Retrieved 10 novembre, 2014, from http://www.cnn.com/2013/02/13/tech/innovation/obama-3d-printing/index.html?hpt=hp_c2
- Guinée, J., Udo de Haes, H., & Huppes, G. (1993). Quantitative life cycle assessment of products: 1: Goal definition and inventory. *Journal of Cleaner Production*, 1(1), 3-13.
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., . . . Rydberg, T. (2010). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future†. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90-96. doi: 10.1021/es101316v
- Haggerty, A. C. (2004). *Lifecycle Considerations*. Aircraft Systems Engineering. Massachusetts Institute of Technology.
- Hauschild, M. Z., & Alting, L. (1998). *Environmental assessment of products: Volume 2: Scientific background* (Vol. 2): Springer.
- Hawken, P., Lovins, A. B., & Lovins, L. H. (1999). *Natural Capitalism: The Next Industrial Revolution* : Earthscan.
- Heijungs, R. (2007). From thermodynamic efficiency to eco-efficiency.
- Heijungs, R., Guinée, J., Huppes, G., Lankreijer, R., De Haes, H. U., Wegener, A., . . . Goede, H. (1992). Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1).
- Heijungs, R., Koning, A., Suh, S., & Huppes, G. (2006). Toward an information tool for integrated product policy: requirements for data and computation. *Journal of Industrial Ecology*, 10(3), 147-158.
- Hellweg, S., Doka, G., Finnveden, G., & Hungerbühler, K. (2005). Assessing the Eco-efficiency of End-of-Pipe Technologies with the Environmental Cost Efficiency Indicator. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 189-203. doi: 10.1162/108819805775247864
- Hendershot, S. (2014). *Enabling sustainable engine design LCA and ecodesign strategies*. Paper presented at the 70th American Helicopter Society International Annual Forum 2014, May 20, 2014 - May 22, 2014, Montreal, QC, Canada.
- Hendrickson, C. T., Lave, L. B., & Matthews, H. S. (2010). *Environmental life cycle assessment of goods and services: An input-output approach* : Routledge.
- Hirsch, F. (1977). Social limits to growth. *Economic Analysis and Policy*, 7(01).
- Hofstetter, P. (1998). *Perspectives in life cycle impact assessment: a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere* : Springer.
- Hopwood, B., Mellor, M., & O'Brien, G. (2005). Sustainable development: mapping different approaches. *Sustainable Development*, 13(1), 38-52.
- Howe, S., Kolios, A. J., & Brennan, F. P. (2013). Environmental life cycle assessment of commercial passenger jet airliners. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 19(0), 34-41. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2012.12.004>
- Huesemann, M., & Huesemann, J. (2011). *Techno-Fix: Why Technology Won't Save Us Or the Environment* : New Society Publishers.

- Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G., & Ciroth, A. (2008). *Environmental Life Cycle Costing (SETAC)*.
- Hunkeler, D., & Rebitzer, G. (2003). Life Cycle Costing - Paving the Road to Sustainable Development? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(2).
- Hunkeler, D., Yasui, I., & Yamamoto, R. (1998). LCA in Japan: policy and progress. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(3), 124-130.
- Huppes, G., Davidson, M. D., Kuiper, J., van Oers, L., Udo de Haes, H. A., & Warringa, G. (2007). Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in The Netherlands. *Ecological Economics*, 61(1), 43-51. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.011>
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005a). Eco-efficiency and Its Terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 43-46. doi: 10.1162/108819805775247891
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005b). A Framework for Quantified Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25-41. doi: 10.1162/108819805775247882
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2007). *Quantified Eco-Efficiency: An Introduction with Applications*.
- Huppes, G., van Rooijen, M., Kleijn, R., Heijungs, R., de Koning, A., & van Oers, L. (2004). Life cycle costing and the environment *CML-report, Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University*.
- International Council for Local Environmental Initiatives. (2002). Local Governments' Response To Agenda 21: Summary Report of Local Agenda 21 Survey With Regional Focus.
- International Electrotechnical Commission. (2004). Dependability management – Part 3-3: Application guide – Life cycle costing (Vol. 60300-3-3).
- International Organization for Standardisation. (2000-2001). Petroleum and natural gas industries -- Life cycle costing (Vol. 15663).
- International Organization for Standardisation. (2008). Buildings and constructed assets -- Service-life planning -- Part 5: Life-cycle costing (Vol. 15686).
- International Organization for Standardisation. (2012). Environmental management — Eco-efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines (Vol. 14045).
- Jackson, T. (2009). *Prosperity Without Growth: Economics for a Finite Planet* : Earthscan.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.
- Kafyeke, F. (2012). Bombardier strategic technology and aircraft lifecycle. *Bombardier business aircraft product update and valuation seminar*.
- Kendall, A., Chang, B., & Sharpe, B. (2009). Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environmental Science & Technology*, 43(18), 7142-7147.

- Khan, K. A., & Houston, G. D. (1999). *Design Optimization using Life Cycle Cost Analysis for Low Operating Costs*. Paper presented at the RTO Applied Vehicle Technology Panel (AVT) Specialists' Meeting, Ottawa.
- Kicherer, A., Schaltegger, S., Tschochohei, H., & Pozo, B. (2007). Eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 537-543. doi: 10.1065/lca2007.01.305
- Kloepffer, W. (2008). Life cycle sustainability assessment of products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(2), 89-95. doi: 10.1065/lca2008.02.376
- Klöpffer, W. (2003). Life-Cycle based methods for sustainable product development. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(3), 157-159. doi: 10.1007/BF02978462
- Koroneos, C., Dompros, A., Roumbas, G., & Moussiopoulos, N. (2005). Advantages of the use of hydrogen fuel as compared to kerosene. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(2), 99-113. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.09.004>
- Kreuze, J. G., & Newell, G. E. (1994). ABC and life-cycle costing for environmental expenditures. *Management Accounting*, 75(8), 38.
- Kumar, S. (2010). *Selective laser sintering: Recent advances*. Paper presented at the 4th Pacific International Conference on Applications of Lasers and Optics, Wuhan, China.
- Kuosmanen, T. (2005). Measurement and Analysis of Eco-efficiency: An Economist's Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 15-18. doi: 10.1162/108819805775248025
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. j. (2010). Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169-3174.
- Lindemann, C., Jahnke, U., Moi, M., & Koch, R. (2012). *Analyzing product lifecycle costs for a better understanding of cost drivers in additive manufacturing*. Paper presented at the 23rd Annual International Solid Freeform Fabrication Symposium—An Additive Manufacturing Conference, Austin/TX/USA, 6th–8th August.
- Lindemann, C., Jahnke, U., Moi, M., & Koch, R. (2013). Impact and Influence Factors of Additive Manufacturing on Product Lifecycle Costs.
- Lindfors, L.-G. (1995). *Nordic guidelines on life-cycle assessment* : Nordic Council of Ministers.
- Lohner, H., Delay-Saunders, I., Hesse, K., Martinet, A., Beneke, M., Kalyan, P., . . . Rauh, R. (2011). *Eco-efficient materials for aircraft application*. Paper presented at the SAE 2011 AeroTech Congress and Exhibition, AEROTECH 2011, October 18, 2011 - October 21, 2011, Toulouse, France.
- Manfredi, D., Calignano, F., Krishnan, M., Canali, R., Ambrosio, E. P., & Atzeni, E. (2013). From powders to dense metal parts: Characterization of a commercial AlSiMg alloy processed through direct metal laser sintering. *Materials*, 6(3), 856-869.
- Manno, J. (2002). Commoditization: consumption efficiency and an economy of care and connection *Confronting consumption* (pp. 67-99). Cambridge: MIT Press.

- McDonough, W., & Braungart, M. (2002). *Cradle to Cradle: Remaking the Way We Make Things*. New York: North Point Press.
- McNair, C. J., Polutnik, L., & Silvi, R. (2001). Cost management and value creation: the missing link. *European Accounting Review*, 10(1), 33-50.
- Meadows, D. H., Goldsmith, E. I., & Meadow, P. (1972). *The limits to growth* (Vol. 381): Earth Island Limited London.
- Michelsen, O. (2006). *Eco-efficiency in extended supply chains - methodological development with regulatory and organizational implications*. (Doctorate), Norwegian University of Science and Technology.
- Michelsen, O., Fet, A. M., & Dahlsrud, A. (2006). Eco-efficiency in extended supply chains: A case study of furniture production. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 79(3), 290-297. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.007>
- Mizobuchi, K. (2008). An empirical study on the rebound effect considering capital costs. *Energy Economics*, 30(5), 2486-2516. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2008.01.001>
- Nanaki, E. A., & Koroneos, C. J. (2012). Comparative LCA of the use of biodiesel, diesel and gasoline for transportation. *Journal of Cleaner Production*, 20(1), 14-19. doi: 10.1016/j.jclepro.2011.07.026
- Nørgård, J. S. (2006). Consumer efficiency in conflict with GDP growth. *Ecological Economics*, 57(1), 15-29.
- Norris, G. (2001a). Integrating life cycle cost analysis and LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 118-120. doi: 10.1007/BF02977849
- Norris, G. (2001b). The requirement for congruence in normalization. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 85-88. doi: 10.1007/BF02977843
- Oka, T. (2005). The Maximum Abatement Cost Method for Assessing Environmental Cost-Effectiveness. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 22-23. doi: 10.1162/108819805775247855
- Oka, T., Ishikawa, M., Fujii, Y., & Huppel, G. (2005). Calculating Cost-effectiveness for Activities with Multiple Environmental Effects Using the Maximum Abatement Cost Method. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 97-103. doi: 10.1162/108819805775248007
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (1998). *Eco-efficiency*. Paris.
- Payan, A. P., Kirby, M., Justin, C. Y., & Mavris, D. N. (2014). *Meeting emissions reduction targets: A probabilistic lifecycle assessment of the production of alternative jet fuels*. Paper presented at the AIAA AVIATION 2014 -AIAA/3AF Aircraft Noise and Emissions Reduction Symposium 2014, June 16, 2014 - June 20, 2014, Atlanta, GA, United states.
- Pehnt, M. (2006). Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy*, 31(1), 55-71.
- Pereira, S. R., Fontes, T., & Coelho, M. C. (2014). Can hydrogen or natural gas be alternatives for aviation? – A life cycle assessment. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(25), 13266-13275. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.06.146>

- Princen, T. (2003). Principles for sustainability: From cooperation and efficiency to sufficiency. *Global Environmental Politics*, 3(1), 33-50.
- Princen, T. (2005). *The logic of sufficiency* (Vol. 30): MIT Press Cambridge, MA.
- Reay, S. D., McCool, J. P., & Withell, A. (2011). Exploring the feasibility of Cradle to Cradle (product) design: perspective from New Zealand Scientists. *Journal of Sustainable Development*, 4(1), p36.
- Rebitzer, G. (2002). Integrating Life Cycle Costing and Life Cycle Assessment for Managing Costs and Environmental Impacts in Supply Chains. In S. Seuring & M. Goldbach (Eds.), *Cost Management in Supply Chains* (pp. 127-146): Physica-Verlag HD.
- Rebitzer, G. (2005). *Enhancing the application efficiency of life cycle assessment for industrial uses*. (PhD), École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Rebitzer, G., & Hunkeler, D. (2003). Life Cycle Costing in LCM - Ambitions, Opportunities, and Limitations. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5).
- Rebitzer, G., & Seuring, S. (2003). Methodology and application of Life Cycle costing. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(2), 110-111. doi: 10.1007/BF02978436
- Redclift, M. (2005). Sustainable development (1987–2005): an oxymoron comes of age. *Sustainable Development*, 13(4), 212-227.
- Remmen, A., Jensen, A. A., & Frydendal, J. (2007). *Life cycle management: a business guide to sustainability* : UNEP/Earthprint.
- Ribeiro, I., Peças, P., Silva, A., & Henriques, E. (2008). Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study. *Journal of Cleaner Production*, 16(17), 1887-1899. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.002>
- Robinson, J. (2004). Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. *Ecological Economics*, 48(4), 369-384.
- Roztocki, N. (1998). Introduction to Activity-Based Costing. *University of Pittsburgh (Pennsylvania)*.
- Rüdenauer, I., Gensch, C.-O., Griebhammer, R., & Bunke, D. (2005). Integrated Environmental and Economic Assessment of Products and Processes. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 105-116. doi: 10.1162/108819805775248061
- Ruffo, M., & Hague, R. (2007). Cost estimation for rapid manufacturing's simultaneous production of mixed components using laser sintering. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part B: Journal of Engineering Manufacture*, 221(11), 1585-1591.
- Saling, P., Kicherer, A., Dittrich-Krämer, B., Wittlinger, R., Zombik, W., Schmidt, I., . . . Schmidt, S. (2002). Eco-efficiency analysis by basf: the method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 203-218. doi: 10.1007/BF02978875
- Schaltegger, S., & Burritt, R. (2000). *Contemporary environmental accounting: issues, concepts and practice*. Sheffield: Greenleaf.
- Schaltegger, S., & Sturm, A. (1990). Ökologische rationalität. *die Unternehmung*, 4(90), 273-290.

- Schmidheiny, S. (1992). *Changing course: A global business perspective on development and the environment* (Vol. 1): MIT press.
- Schmidt, I., Meurer, M., Saling, P., Kicherer, A., Reuter, W., & Gensch, C.-O. (2004). SEEBalance. *Greener Management International*, 2004(45), 78-94.
- Schmidt, W.-P. (2003). Life Cycle costing as part of design for environment environmental business cases. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(3), 167-174. doi: 10.1007/BF02978464
- Sen, A. K. (1970). Collective choice and social welfare.
- Seppälä, J., & Hämäläinen, R. P. (2001). On the meaning of the distance-to-target weighting method and normalisation in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(4), 211-218.
- Seuring, S. (2002). Supply chain costing—a conceptual framework *Cost management in supply chains* (pp. 15-30): Springer.
- Sherif, Y. S., & Kolarik, W. J. (1981). Life cycle costing: Concept and practice. *Omega*, 9(3), 287-296. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0305-0483\(81\)90035-9](http://dx.doi.org/10.1016/0305-0483(81)90035-9)
- Small, K., & Dender, K. V. (2005). The Effect of Improved Fuel Economy on Vehicle Miles Traveled: Estimating the Rebound Effect Using U.S. State Data, 1966-2001. UCEI Energy Policy and Economics, Working Paper 014. Berkley: University of California Energy Institute.
- Society of Automotive Engineers. (1986). Aircraft Engine Life Cycle Cost Guide (Vol. AIR1939).
- Society of Automotive Engineers. (1992a). Data Formats and Practices for Life Cycle Cost Information (Vol. ARP4294).
- Society of Automotive Engineers. (1992b). Life Cycle Cost - Techniques and Applications (Vol. ARP4293).
- Society of Automotive Engineers. (1997). Environmental Control Systems Life Cycle Cost (Vol. AIR1812).
- Society of Automotive Engineers. (2010). Maintenance Life Cycle Cost Model (Vol. AIR5416).
- Sorrell, S., Dimitropoulos, J., & Sommerville, M. (2009). Empirical estimates of the direct rebound effect: A review. *Energy Policy*, 37(4), 1356-1371. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2008.11.026>
- Steen, B., Carlson, R., Lyrstedt, F., & Skantze, G. (2009). Sustainability management of businesses through eco-efficiency—an example. *Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems*.
- Suh, S., Lee, K. M., & Ha, S. (2005). Eco-efficiency for Pollution Prevention in Small to Medium-Sized Enterprises: A Case from South Korea. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 223-240. doi: 10.1162/108819805775247918
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., . . . Moriguchi, Y. (2004). System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 657-664.

- Swarr, T. E., Hunkeler, D., Klopffer, W., Pesonen, H.-L., Ciroth, A., Brent, A. C., & Robert Pagan, R. (2011). *Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice (SETAC)*.
- Tan, R. B. H., & Khoo, H. H. (2005). An LCA study of a primary aluminum supply chain. *Journal of Cleaner Production*, 13(6), 607-618. doi: 10.1016/j.jclepro.2003.12.022
- Tan, X., Wang, J., Xu, Y., Curran, R., Raghunathan, S., Gore, D., & Doherty, J. (2008). Cost-Efficient Materials in Aerospace: Composite vs Aluminium. In R. Curran, S.-Y. Chou & A. Trappey (Eds.), *Collaborative Product and Service Life Cycle Management for a Sustainable World* (pp. 259-266): Springer London.
- Testa, F., Iraldo, F., Frey, M., & O'Connor, R. (2011). Life cycle costing, a view of potential applications: from cost management tool to eco-efficiency measurement. *Supply chain management*.
- Tinbergen, J. (1961). De economische balans van het Deltaplan. *The Economic Balance of the Delta Plan*, in: *Rapport Deltacommissie, Den Haag*.
- UN General Assembly. (2010). Progress to date and remaining gaps in the implementation of the outcomes of the major summits in the area of sustainable development and analysis of the themes for the Conference, Report of the Secretary-General (The Preparatory Committee for the United Nations Conference on Sustainable Development, Trans.).
- United Nations. (2004). A Manual for the Preparers and Users of Eco-efficiency Indicators.
- US Department of Defence. (1973). Life cycle costing guide for system acquisitions.
- Vigon, B., Tolle, D., Cornaby, W., Latham, H., Harrison, C., Boguski, T., . . . Sellers, J. (1992). Product Life-cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles.
- Walter, M., Holmström, J., Tuomi, H., & Yrjölä, H. (2004). *Rapid manufacturing and its impact on supply chain management*. Paper presented at the Logistics Research Network Annual Conference.
- Wanyama, W., Ertas, A., Zhang, H. C., & Ekwaro-Osire, S. (2003). Life-cycle engineering: Issues, tools and research. *International Journal of Computer Integrated Manufacturing*, 16(4-5), 307-316. doi: 10.1080/0951192031000089255
- Warde, A. (1997). *Consumption, food and taste*. London, Thousand Oaks, New-Delhi: Sage Pub.
- Weidema, B. (2014). Has ISO 14040/44 Failed Its Role as a Standard for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology*, n/a-n/a. doi: 10.1111/jiec.12139
- Weidema, B. P., & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3), 167-174.
- Weiss, M., Dzikus, N., Sun, X., & Center, D. L. R. G. A. (2012). TECHNOLOGY ASSESSMENT OF FUTURE AIRCRAFT.
- Weiss, M., Gmelin, T., Sun, X., & Dzikus, N. (2011). *Enhanced assessment of the air transportation system*. Paper presented at the 11th AIAA Aviation Technology, Integration, and Operations (ATIO) Conference, including the AIAA Balloon Systems Conference and 19th AIAA Lighter-Than-Air Technology Conference 2011, September 20, 2011 - September 22, 2011, Virginia Beach, VA, United states.

- White, G., & Lynskey, D. (2013). Economic analysis of additive manufacturing for final products: an industrial approach : University of Pittsburgh, mimeo.
- Witik, R. A., Gaille, F., Teuscher, R., Ringwald, H., Michaud, V., & Månson, J.-A. E. (2012). Economic and environmental assessment of alternative production methods for composite aircraft components. *Journal of Cleaner Production*, 29–30(0), 91-102. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.02.028>
- Wohlers Associates. (2014). Metal Additive Manufacturing Grows by Nearly 76% According to Wohlers Report 2014. Retrieved 10 novembre, 2014, from <http://www.wohlersassociates.com/press64.html>
- Wohlers, T. (2011). Making products by using additive manufacturing. *Manufacturing Engineering*, 146(4).
- Wong, J., Scanlan, J., & Eres, M. (2008). Modelling the Life Cycle Cost of Aero-engine Maintenance. In R. Curran, S.-Y. Chou & A. Trappey (Eds.), *Collaborative Product and Service Life Cycle Management for a Sustainable World* (pp. 233-240): Springer London.
- World Business Council for Sustainable Development. (2000). Eco-efficiency: Creating more value with less impact.
- World Business Council for Sustainable Development. (2005). *Eco-efficiency Learning Module*.
- World Commission on Environment Development. (1987). *Our common future* (Vol. 383): Oxford University Press Oxford.
- Yang, J., Ouyang, H., & Wang, Y. (2010). Direct metal laser fabrication: machine development and experimental work. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, 46(9-12), 1133-1143.
- Zamagni, A., Buttol, P., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J., Huppès, G., . . . Rydberg, T. (2009). Blue paper on life cycle sustainability analysis; Deliverable 20 of the CALCAS project.
- Zamagni, A., Buttol, P., Porta, P., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J., . . . Bienkowska, A. (2008). Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice. *Deliverable D7 of work package*, 5.

ANNEXES

ANNEXE A – CALCUL DES CATÉGORIES DE COÛTS

Phases du cycle de vie	Catégorie de coûts	Formule		Paramètres (définis pour la première occurrence seulement)
Recherche et développement	Travail	$T_{R\&D} = \frac{TH_{R\&D} \times CT_{R\&D}}{P}$		$T_{R\&D}$: Coût du travail pour la R&D (USD) $TH_{R\&D}$: Nombre d'heures pour le travail par pièce (h) $CT_{R\&D}$: Taux horaire du travail pour la R&D (USD/h) P : Nombre d'avions estimé pour le programme
	Tests	$TS_{R\&D} = \frac{TS_{sol} \times CTS_{sol} + TS_{vol} \times CTS_{vol}}{P}$		$TS_{R\&D}$: Coût des tests pour la R&D (USD) TS_{sol} : Temps de tests au sol réalisé pour le programme (h) TS_{vol} : Temps de test en vol réalisé pour le programme (h) CTS_{sol} : Taux horaire du test au sol (USD/h) CTS_{vol} : Taux horaire du test en vol (USD/h)
	Subventions	$S_{R\&D} = \frac{S}{P}$		$S_{R\&D}$: Subventions pour un avion (USD) S : Subventions pour le programme (USD)
Production	Travail	$T_p = TH_p \times CT_p \times N$		T_p : Coût du travail pour la production (USD) CT_p : Taux horaire du travail pour la production (USD/h) N : Nombre de pièces par avion
	Matériaux	$M_p = MU_p \times CMU_p \times N$		M_p : Coût des matériaux pour la production (USD) MU_p : Nombre d'« unités définies » de matériaux par pièce pour la production (« unité définie »/pièce) CMU_p : Coût par « unité définie » de matériau pour la production (USD/« unité définie »)
	Coûts indirects	Alternative 1 $CI_p = \frac{CA}{FA} \times FP \times N$	Alternative 2 $CI_p = CF \times FP \times N$	CI_p : Coût indirect (par catégorie de coût indirect) pour la production (USD) CA : Coût annuel de la catégorie de coût indirect (USD/an) FA : Facteur d'imputation annuel choisi pour la catégorie de coût indirect (cohérent avec l'AeCV réalisée en parallèle) (facteur d'imputation/an) FP : Nombre d'unité du facteur d'imputation pour une pièce (facteur d'imputation/pièce) CF : Coût par unité de facteur d'imputation choisi (USD/facteur d'imputation)

Production	Transport	$TR_P = CTR_P \times N$		TR _P : Coût du transport entre le site de production et d'assemblage (USD) CTR _P : Coût du transport par pièce entre le site de production et d'assemblage (USD/pièce)
Assemblage	Acquisition	$A_A = CA_A \times N$		A _A : Coût d'acquisition par Bombardier (USD) CA _A : Coût d'acquisition par pièce (USD/pièce), s'obtient soit par cotation, soit par la somme des coûts de production incluant le profit
	Travail	$T_A = TH_A \times CT_A \times N$		T _P : Coût du travail pour l'assemblage (USD) CT _P : Taux horaire du travail pour l'assemblage (USD/h)
	Matériaux	$M_A = MU_A \times CMU_A \times N$		M _P : Coût des matériaux l'assemblage (USD) MU _P : Nombre d' « unités définies » de matériaux par pièce pour l'assemblage (« unité définie »/pièce) CMU _P : Coût par « unité définie » de matériau pour l'assemblage (USD/ « unité définie »)
	Coûts indirects	Alternative 1 $CI_A = \frac{CA}{FA} \times FP \times N$	Alternative 2 $CI_P = CF \times FP \times N$	CI _P : Coût indirect (par catégorie de coût indirect) pour l'assemblage (USD) CA : Coût annuel de la catégorie de coût indirect (USD/an) FA : Facteur d'imputation annuel choisi pour la catégorie de coût indirect (cohérent avec l'AeCV réalisée en parallèle) (facteur d'imputation/an) FP : Nombre d'unité du facteur d'imputation pour une pièce (facteur d'imputation/pièce) CF : Coût par unité de facteur d'imputation choisi (USD/facteur d'imputation)
	Transport	$TR_A = CTR_A \times N$		TR _P : Coût du transport entre le site d'assemblage et le site d'opération (USD) CTR _P : Coût du transport par pièce entre le site d'assemblage et le site d'opération (USD/pièce)
Utilisation	Acquisition	$A_U = CA_U \times N$		A _A : Coût d'acquisition par l'opérateur (USD) CA _A : Contribution au coût de l'avion (USD/pièce), s'obtient soit par cotation, soit par la somme des coûts d'assemblage incluant le profit (peut être défini comme une variation par rapport au scénario de base)
	Pièces de rechange initiales	$PR_U = \frac{PRN \times CPR}{F}$		PR _U : Coût des pièces de rechange initiales (USD) PRN : Nombre de pièces de rechange initiales nécessaires à la flotte (pièces de rechange initiales / flotte) F : Taille de la flotte (nombre d'avions)

Utilisation	Coûts du carburant dû au poids	$CP_U = CM \times NM \times W \times CC \times N$	C_U : Coût du carburant dû au poids par année (USD/an) CM : Volume de carburant consommé par mission par unité de masse transportée (USD/mission/masse transportée) NM : Nombre de missions par année W : Masse de la pièce CC : Coût du carburant par unité de volume
	Coûts du carburant dû au CS/trainée	$CS_U = BF \times VBF \times NM \times CC$	CS_U : Coût du carburant dû au CS par année (USD/an) BF : Variation en pourcentage du volume de carburant initial nécessaire à une mission pour la trainée supplémentaire due à une alternative (%) VBF : Volume de carburant nécessaire par mission selon les performances de l'avion (unité de volume)
	Maintenance	$M_U = (CMP + CMI) \times UA$	M_U : Coût de maintenance par année (USD/an) CMP : Coût de maintenance prévue par heure de vol (USD/hv) CMI : Coût de maintenance imprévue par heure de vol (USD/hv) UA : Nombre d'heures de vol par année (hv)
	Équipage	$E_U = NE \times CE \times NM$	E_U : Coût de l'équipage par an (USD/an) NE : Nombre de personnes d'équipage par mission CE : Coût d'une personne d'équipage
Fin de vie	Coûts de traitement	$CT_{FDV} = CTPM + CTP \times N$ $CTPMA = CTP \times PM$	CT_{FDV} : Coût de traitement en fin de vie (USD) $CTPM$: Coût de traitement des pièces utilisées par la maintenance (USD) $CTPMA$: Coût de traitement annuel des pièces utilisées par la maintenance (USD/an) CTP : Coût de traitement par pièce (USD/pièce) PM : Nombre de pièces utilisées par la maintenance
	Valeur résiduelle	$V_{FDV} = VPM + VP \times N$ $VMA = VP \times PM$	CT_{FDV} : Valeur résiduelle en fin de vie (USD) $CTPM$: Valeur résiduelle des pièces utilisées par la maintenance (USD) $CTPMA$: Valeur résiduelle annuelle des pièces utilisées par la maintenance (USD/an) CTP : Valeur résiduelle par pièce (USD/pièce)

Notes :

Tous les paramètres de coûts (par exemple, CC) doivent être reportés à l'année de référence en appliquant un taux d'inflation. Le calcul se fait par la formule suivante :

$$C_{\text{Année de référence}} = C \times (1 + i)^{\text{Année de référence} - \text{Année de la source de la donnée}}$$

où i représente le taux d'inflation

Tous les coûts exprimés annuellement (CP_U , CS_U , M_U , E_U , CTPMA, VMA) doivent être reportés année par année sur la durée de vie de l'avion en appliquant le taux d'inflation par la formule suivante :

$$C_{\text{Année } n} = C \times (1 + i)^{\text{Année } n - \text{Année de référence}}$$

où n représente l'année à laquelle les coûts sont reportés et i le taux d'inflation. Ensuite, les coûts exprimés année par année sont actualisés en appliquant le taux d'actualisation par la formule suivante :

$$C_{\text{actualisé}} = \frac{C}{(1 + i)^n}$$

**ANNEXE B – PROCESSUS OMIS POUR UNE CONTRIBUTION INFÉRIEURE À 3 % DES COÛTS DU
CYCLE DE VIE DES PROCESSUS QUI DIFFÈRENT ENTRE LES ALTERNATIVES**

Processus	Données hypothétiques	Coût	Cout du cycle de vie des processus qui diffèrent entre les alternatives (S1=956 \$ ou S2=1039 \$)	Contribution aux coûts du cycle de vie
Gaz argon	Consommation : 0,04766 m ³ /cm ³ (à 1 bar) Coût de l'argon : 0,26 \$/m ³ (à 1 bar) Volume de la pièce pour S2 = 77,38 cm ³	0,96 \$	1039 \$	0,1 %
Air comprimé	Consommation : 0.06925 m ³ /cm ³ Consommation d'énergie : 0,149 kWh/m ³ Coût de l'électricité : 0,05 \$/kWh Volume de la pièce pour S2 = 77,38 cm ³	0,0005 \$	1039 \$	0,0 %
Acquisition des pièces de rechange initiales	Nombre de pièces initiales nécessaire : 1/30 de pièce Valeur estimée de la pièce : 350 \$	11,67 \$	956 \$	1,2 %
Stockage des pièces de rechange initiales	Stockage et assurance : 10 % du coût des pièces de rechange par an Valeur estimée de la pièce : 350 \$ Nombre de pièces nécessaire par avion : 1/30	0,44 \$	956 \$	0,05 %

ANNEXE C – DONNÉES DU CAS D'ÉTUDE

Phases du cycle de vie	Processus	Données		Sources
		S1	S2/S3	
Production	Extraction des matières premières	Mine de Cooljarloo en Australie, puis transport vers VSMPO-TIRUS, Pittsburgh (États-Unis) par bateau		Étude CIRAIG
	Transport jusqu'au site de production des produits semi-finis	Transport de VSMPO-TIRUS, Pittsburgh (États-Unis) à TIMET, Toronto (Ontario) par camion 32t sur 76 km	Transport de VSMPO-TIRUS, Pittsburgh (États-Unis) à AP&C, Boisbriand (Québec) par camion 32t sur 1032 km	Étude CIRAIG
	Production des produits semi-finis	Processus extrapolé de "casting, bronze/kg/CH AmN CIRAIG"	Efficacité à 85%, puissance de 285 kW, flux d'argon de 48 m3/h, temps de production de 25 min pour 10kg de poudre	Étude CIRAIG
	Total des coûts des produits semi-finis	La matière première nécessaire à la production coûte 122\$, estimée par Bombardier, la production du système génère ensuite des pertes de 410% qui sont revendus à 0,60\$/lb pour le recyclage, taux de transformation du processus de recyclage à 90%	300\$/kg, la production génère ensuite des pertes de 10% qui sont revendus à 0,60\$/lb pour le recyclage, taux de transformation du processus de recyclage à 90%	Étude CIRAIG pour les pertes, outil d'estimation utilisé à l'interne par Bombardier pour les coûts pour S1. Coût de la poudre de titane : 1 : http://additiveworld.com/upload/file/Lucy%20Grainger%20presentation.pdf 2 : http://www.sheffield.ac.uk/news/nr/3d-printing-titanium-1.332731 3 : http://www.idtechex.com/research/articles/the-3d-printing-market-boom-22-cagr-over-the-next-decade-00007191.asp?donotredirect=true

Production	Infrastructures de production pour les produits finis	Fraisage machine 3-4 axes, perçage et finition pendant 1h, puissance de 45 kW. La production coûte 154,65\$, estimé par Bombardier	Selective Laser Melting (SLM) sur la machine EOSM280. La machine coûte 700 000\$, puissance 8 kW, temps de production de 34h pour produire 491 cm ³ (étude d'EADS/EOS)	Étude CIRAIG dont les données ont été extrapolées à partir de l'étude d'EADS/EOS pour S2 et S3. Coûts pour S1 par l'outil interne de Bombardier Coûts de la machine EOS M280 : 1 : https://prezi.com/n3ofdd2ynrfn/additive-manufacturing-3d-printing-emerging-technologies/ 2 : http://www.prnewswire.com/news-releases/3dp-materials-market-is-expected-to-grow-at-a-cagr-of-295-from-2014-to-2020-due-to-its-possibility-to-print-any-given-object-with-a-digital-design-291362461.html
	Fluides	Air comprimé à 1,28m ³ /kg de masse retirée, lubrifiant à 0,00382/kg de masse retirée	Flux de gaz argon à 0.6 m ³ /h (à 1bar) et 3m ³ /cycle au démarrage. Air comprimé à 1 m ³ /h	Étude Ciraig
	Travail nécessaire à la production	Agrégé dans les coûts de production	Taux horaire de 119,41\$, 1h20 min pour un lot de 6 pièces	(E. Atzeni et al., 2014) Taux horaire obtenu auprès de Bombardier
	Processus postproduction			
	Transport jusqu'au site d'assemblage	9,08\$ estimé par Bombardier	Négligeable	Outil interne de Bombardier
Assemblage	Total des coûts avant assemblage	Profit à 10%		Obtenu auprès de Bombardier
	Travail nécessaire à l'assemblage			

	Infrastructures pour l'assemblage des produits finis		
	Transport de l'avion chez le client		
Utilisation	Acquisition des pièces de rechange initiales		
	Stockage des pièces de rechange initiales		
	Contribution du système à la consommation de carburant de l'avion	1 tonne de carburant consommée sur tout le cycle de vie, à 6,65\$/USG en 2014	Estimation paramétrique obtenue auprès de Bombardier
	Maintenance		
Fin de vie	Transport vers le site de recyclage	Transport par camion 16t sur 200km	Étude CIRAIG
	Crédit environnemental pour avoir évité la production de M.P vierge	Pièce entièrement recyclée, taux de transformation à 90%	Étude CIRAIG
	Vente des systèmes en fin de vie pour le recyclage	0,60\$/lb	Estimation obtenue auprès de Bombardier